



Titre: Évaluation en laboratoire de recouvrements spécifiquement adaptés au contrôle du drainage neutre contaminé
Title:

Auteur: Karine Pétel
Author:

Date: 2017

Type: Mémoire ou thèse / Dissertation or Thesis

Référence: Pétel, K. (2017). Évaluation en laboratoire de recouvrements spécifiquement adaptés au contrôle du drainage neutre contaminé [Mémoire de maîtrise, École Polytechnique de Montréal]. PolyPublie. <https://publications.polymtl.ca/2721/>
Citation:

 **Document en libre accès dans PolyPublie**
Open Access document in PolyPublie

URL de PolyPublie: <https://publications.polymtl.ca/2721/>
PolyPublie URL:

Directeurs de recherche: Isabelle Demers, Bruno Bussière, & Benoît Plante
Advisors:

Programme: Génie minéral
Program:

UNIVERSITÉ DE MONTRÉAL

ÉVALUATION EN LABORATOIRE DE RECOUVREMENTS SPÉCIFIQUEMENT
ADAPTÉS AU CONTRÔLE DU DRAINAGE NEUTRE CONTAMINÉ

KARINE PÉTEL

DÉPARTEMENT DES GÉNIES CIVIL, GÉOLOGIQUE ET DES MINES
ÉCOLE POLYTECHNIQUE DE MONTRÉAL

MÉMOIRE PRÉSENTÉ EN VUE DE L'OBTENTION
DU DIPLÔME DE MAÎTRISE ÈS SCIENCES APPLIQUÉES
(GÉNIE MINÉRAL)

JUIN 2017

UNIVERSITÉ DE MONTRÉAL

ÉCOLE POLYTECHNIQUE DE MONTRÉAL

UNIVERSITÉ DU QUÉBEC EN ABITIBI-TÉMISCAMINGUE

Ce mémoire intitulé :

ÉVALUATION EN LABORATOIRE DE RECOUVREMENTS SPÉCIFIQUEMENT
ADAPTÉS AU CONTRÔLE DU DRAINAGE NEUTRE CONTAMINÉ

présenté par : PÉTEL Karine

en vue de l'obtention du diplôme de : Maîtrise ès sciences appliquées

a été dûment accepté par le jury d'examen constitué de :

M. PABST Thomas, Ph. D, président

Mme DEMERS Isabelle, Ph. D., membre et directrice de recherche

M. BUSSIÈRE Bruno, Ph. D., membre et codirecteur de recherche

M. PLANTE Benoît, Ph. D., membre et codirecteur de recherche

M. MERMILLOD-BLONDIN, Raphaël, Ph. D., membre externe

DÉDICACE

À ma famille,

REMERCIEMENTS

Je souhaite tout d'abord remercier Isabelle Demers ma directrice de projet pour sa disponibilité et pour ses conseils avisés tout au long de ce projet. Je veux aussi remercier mes deux codirecteurs Bruno Bussière et Benoît Plante pour leur encadrement ainsi que leur soutien au cours de mon projet de maîtrise. Merci également aux autres professeurs pour leur compétence et leur amabilité.

Je remercie également la Chaire industrielle CRSNG-UQAT sur la restauration des sites miniers pour sa contribution financière au projet ainsi qu'aux laboratoires de l'URSTM de l'UQAT pour la mise à disposition des différents équipements et instruments nécessaires à la réalisation du projet. Merci aussi à toute l'équipe de l'URSTM pour l'aide technique et professionnelle à la réalisation des essais, en particulier Alain Perreault et Yvan Poirier qui m'ont bien conseillée et épaulée sur le plan technique. Je remercie aussi Mélanie Bélanger et Mélinda Gervais pour les nombreuses analyses chimiques sans oublier Louise Labbé, merci pour ton grand sens de l'organisation.

Je veux également remercier Sandra Pouliot de Partenariat Canadian Malartic de m'avoir permis de voir la réalité du terrain en réalisant un stage à la mine Canadian Malartic. Ton grand dynamisme a été une source d'inspiration pour moi.

Enfin, merci à Pierre mon compagnon de vie ainsi qu'à mes enfants Gabriel et Éliane de m'avoir suivi dans cette belle aventure et d'avoir compris mes absences certains soirs et jours de fin de semaine passés au laboratoire. Également, un merci spécial à Jeanine pour ses encouragements et de s'être si bien occupée de ma fille lors de ma maîtrise.

RÉSUMÉ

La restauration de sites générateurs de drainage neutre contaminé (DNC), est un nouveau défi auquel doit faire face l'industrie minière. Les effets du DNC peuvent se résumer en une décharge de métaux lourds toxiques (As, Co, Cd, Cr, Mo, Mn Ni, Sb, Sn, Se, Zn) dans l'environnement à des concentrations dépassant les limites permises par les normes gouvernementales à l'effluent final de la mine. La solubilité de ces métaux à des pH neutres ainsi que leur grande mobilité dans l'eau et l'environnement sont les particularités qui définissent ce type de drainage. Il existe différents modes de formation pour le DNC dont l'oxydation de sulfures dans des résidus miniers contenant un potentiel de neutralisation suffisant pour empêcher la formation du drainage acide et les résidus faisant l'objet du présent projet se classent dans cette catégorie.

Les sites potentiellement générateurs de DNC nécessitent le développement de stratégies de restaurations spécifiquement adaptées à leurs caractéristiques géochimiques qui diffèrent de celles rencontrées dans les conditions acides. Ce projet constitue les premiers pas pour le développement de méthodes adaptées (techniquement et économiquement) à des sites générateurs de DNC. Un des aspects principaux de ce projet consiste à déterminer le niveau de contrôle nécessaire pour limiter efficacement la génération de drainage neutre contaminé pour les résidus provenant des parcs de Joutel et de Canadian Malartic.

Le phénomène à la base de la mobilisation des métaux dans l'eau est l'oxydation des sulfures. Les difficultés à prédire le drainage neutre contaminé sont souvent reliées à la faible réactivité des rejets ou aux faibles teneurs en métaux potentiellement nuisibles. Tel est le cas pour les résidus potentiellement générateurs de DNC utilisés lors de ces essais, qui démontrent des teneurs initiales en zinc de 70 ppm pour les 2 résidus ainsi qu'une quantité de 450 ppm d'arsenic dans les résidus de Joutel. Les études précédentes ainsi que les résultats des caractérisations chimiques et minéralogiques des résidus de Canadian Malartic et de Joutel, ont démontré que leur potentiel de lixiviation de métaux était faible.

Pour simuler des processus réels d'oxydation et de neutralisation qui ont lieu sur le terrain à l'échelle du laboratoire, les essais cinétiques en colonnes sont considérés comme les plus représentatifs des conditions réelles. Le processus d'oxydation est accéléré par le mouillage et le séchage alternés des minéraux composant les résidus et ce type d'essai permet la précipitation des minéraux secondaires qui sont les produits de la neutralisation. De plus, ces modèles physiques (les colonnes) permettent

de simuler plusieurs types de recouvrements et d'évaluer leur performance à limiter la lixiviation des métaux/métalloïdes. Pour ce projet, quatre types de recouvrements ont été testés pour chaque résidu, ces scénarios incluent deux techniques de recouvrements typiques utilisées sur des résidus générateurs de DMA, soit une CEBC et une couverture avec nappe d'eau surélevée, et deux autres scénarios conçus pour fournir une protection réduite. Tous les matériaux utilisés dans les essais en colonnes ont été caractérisés (avant et après les essais) pour leurs propriétés minéralogiques, chimiques, physiques et hydrogéologiques.

Les dix colonnes ont été soumises à des lixiviations périodiques (1 fois/mois), avec un suivi du comportement hydrogéologique pour une durée totale de 400 jours. Le suivi de la qualité de l'eau en parallèle avec les mesures du flux d'oxygène ont été réalisés afin d'évaluer la performance des recouvrements à limiter la lixiviation d'éléments problématiques. La chimie des eaux de drainage dépend à la fois des réactions avec les minéraux primaires et de la précipitation et dissolution des minéraux secondaires ce qui génère un degré variable de contamination contrôlé par des processus d'atténuation naturelle. Pour les 2 résidus, tout au long des essais le pH du lixiviat est demeuré neutre à cause du potentiel de neutralisation significatif des carbonates. L'évolution des sulfates a suivi celle des espèces neutralisantes (Ca+Mg+Mn) dans les lixiviats.

Les résultats de la qualité de l'eau de lixiviation ont démontré que les éléments qui se sont retrouvés dans ces eaux à des concentrations près ou légèrement supérieures à la limite permise par la directive 019, sont tous des éléments qui n'étaient présents qu'à l'état de trace au départ dans les résidus (Zn, As). Les analyses élémentaires par cartographie au MEB ont permis de détecter la présence de ces deux éléments à l'état de traces dans la pyrite. Pour la durée des essais, tous les éléments sont demeurés sous les limites de la directive 019 sauf pour la concentration en zinc dans la colonne témoin des résidus Joutel, qui a dépassée le critère de la norme depuis le jour 340. Toujours pour cette colonne, l'arsenic s'est approché de la limite de la directive, qui est de 0,2 mg/L sans toutefois la dépasser. La colonne témoin des résidus Canadian Malartic s'est approché de la limite du zinc sans toutefois l'atteindre.

Sous les conditions géochimiques des essais en colonnes, les résultats des calculs d'équilibre géochimiques indiquent que les éléments Mg, Al, Fe, Mn sont hydrolysés et forment divers minéraux secondaires d'oxydes et d'hydroxydes, les sulfates dont le gypse et la barite présentent également un indice de saturation positif, ce qui indique une précipitation possible de ces minéraux.

Les observations au microscope optique et au microscope électronique à balayage, ainsi que la cartographie et les microanalyses ont permis d'observer et d'identifier l'existence de phases secondaires principalement sous forme d'(oxy)hydroxydes de Fe ayant précipitées dans les résidus des colonnes témoin de Canadian Malartic et Joutel.

Les objectifs de conception des recouvrements pour la restauration des sites générateurs de DMA sont de limiter les flux d'oxygène à des valeurs comprises entre 1 et 2 mol/m²/an pour des résidus frais. Lors de ce projet, les nappes phréatiques ont été simulées à une profondeur supérieure à l'AEV des résidus, ce qui a induit un drainage partiel dans les résidus et/ou dans la couche de rétention des recouvrements de type CEBC. Sous ces conditions d'expérimentation, les flux d'oxygène mesurés sont relativement élevés et ils se sont situés entre 25 et 550 mol/m²/an, selon le type de recouvrement et de résidus.

En somme, ces résultats ont démontrés qu'il y a une bonne corrélation entre les flux d'oxygène et les concentrations ponctuelles et cumulées des métaux retrouvées dans les lixiviats, (zinc) pour les résidus Canadian Malartic et (zinc et arsenic) pour les résidus de Joutel. En comparant les concentrations ponctuelles de métaux dans les lixiviats avec les flux d'oxygène, il a été possible d'estimer un flux d'oxygène acceptable pour chaque résidu. Les résultats indiquent que le flux maximal d'oxygène acceptable pour les résidus Joutel se situe autour de 35 mol/m²/an et pour les résidus Canadian Malartic, il se situe autour de 40 mol/m²/an. Clairement, la production de Zn dans les eaux de lixiviation est plus élevée pour les colonnes témoins que pour les colonnes recouvertes et elle diminue lorsque l'efficacité des recouvrements augmente. Il en va de même pour la lixiviation de l'As dans les résidus Joutel.

ABSTRACT

Reclamation of contaminated neutral drainage (CND) generating sites is a new challenge facing the mining industry. The effects of CND can be summarized as a discharge of toxic heavy metals (As, Co, Cd, Cr, Mo, Mn Ni, Sb, Sn, Se, Zn) in the environment in concentrations exceeding the limits allowed by government standards. The solubility of these metals at neutral pH and their high mobility in water and the environment are features that define this type of drainage. There are different modes of formation for CND, including the oxidation of sulphides in tailings containing sufficient neutralizing minerals to prevent acid formation, and the tailings covered by this project fall into this category.

Potentially CND generating sites require the development of reclamation strategies specifically adapted to their geochemical characteristics which differ from those encountered under acidic conditions. This project is the first step towards the development of (technically and economically) appropriate methods for CND generating sites. A key aspect of this project is to determine the level of control required to effectively limit the generation of contaminated neutral drainage from Joutel and Canadian Malartic tailings.

The phenomenon underlying the mobilization of metals in water is the oxidation of sulphides. Difficulties in predicting contaminated neutral drainage are often related to low reactivity of releases or low levels of potentially harmful metals. This is the case for potentially CND generating tailings used in these tests, which demonstrate low initial zinc level (70 ppm) for both tailings and 450 ppm arsenic in Joutel's tailings. Previous studies, as well as chemical and mineralogical characterizations of Canadian Malartic and Joutel's tailings, have shown that their metal leaching potential is low compared to tailings that generate AMD.

To simulate the actual oxidation and neutralization processes that take place in the field on a laboratory scale, column kinetic tests are considered to be the most representative of actual field conditions. The oxidation process is accelerated by the alternate wetting and drying of the minerals composing the tailings, this type of test allows precipitation of secondary minerals which are the products of neutralization. Moreover, these physical models (the columns) allow to simulate several types of covers and to evaluate their performance in limiting the leaching of metals / metalloids. For this project, 4 types of covers were tested for each tailing. These scenarios include 2 typical restauration techniques for AMD generating tailing: one cover with capillary barrier

effects (CCBE) and one with an elevated water table, and two other scenarios designed to provide less protection. All the materials used in the column tests were characterized (before and after the test) for their mineralogical, chemical, physical and hydrogeological properties.

The ten columns were subjected to periodic leaching (once/month), with hydrogeological behavior monitored for a total duration of 400 days. The monitoring of water quality in parallel with oxygen flux measurements was carried out in order to evaluate the performance of the covers to reduce the leaching of the problematic elements. The chemistry of drainage water depends on both reactions with primary minerals and precipitation and dissolution of secondary minerals, which generates a varying degree of contamination controlled by natural attenuation processes. For the 2 tailings, throughout the tests the pH of the leachates remained neutral because of the significant neutralization potential of the carbonates. The evolution of sulphates in the leachates followed that of the neutralizing species (Ca + Mg + Mn) throughout the tests.

The leachate water quality results demonstrated that the elements (Zn, As) in concentrations near or slightly above the limit allowed by Directive 019 were all elements that were present only as traces in the tailings. The elementary analyses by SEM mapping detected the presence of these two trace elements in pyrite. All elements remained within the limits of Directive 019 except for the zinc concentration in the Joutel control column that exceeded the criterion since day 340. Also for the control column, arsenic has approached the limit of the Directive, which is 0.2 mg/L, without exceeding it. The Canadian Malartic tailings control column approached the zinc limit but did not reach it.

Under the geochemical conditions of column tests, geochemical calculation results indicate that Mg, Al, Fe, Mn elements are hydrolyzed and form various secondary minerals of oxides and hydroxides, sulphates including gypsum, barite also have a positive saturation index, indicating a possible precipitation of these minerals. Optical microscope and SEM observations, as well as mapping and microanalyses, made it possible to observe and identify the existence of secondary phases mainly in the form of Fe (oxy)hydroxides precipitated in the Canadian Malartic control column and Joutel columns.

The design objectives of the covers for the reclamation of AMD generating sites are to limit the oxygen flux to values between 1 and 2 mol/ m²/ year. During this project, water tables were simulated deeper than the AEV of the tailings, resulting in partial drainage in the tailings and / or

in the retention layer. Under these experimental conditions, the oxygen fluxes measured are relatively high and were between 25 and 550 mol /m²/ year, depending on the type of tailings. By comparing metal concentrations in the leachate with the oxygen flux, it was possible to estimate an acceptable oxygen flux for each tailing. The results indicate that the maximum acceptable oxygen flux for Joutel tailings is around 35 mol / m² / year and for Canadian Malartic tailings, it is around 40 mol / m² / year. In sum, these results demonstrated that there is a good correlation between oxygen fluxes and the ponctual and cumulative concentrations of metals in the leaching water (zinc) for Canadian Malartic and Joutel's tailings and for (zinc and arsenic) in Joutels tailings.

TABLE DES MATIÈRES

DÉDICACE	III
REMERCIEMENTS	IV
RÉSUMÉ	V
ABSTRACT	VIII
TABLE DES MATIÈRES	XI
LISTE DES TABLEAUX	XVII
LISTE DES FIGURES	XIX
LISTE DES SIGLES ET ABRÉVIATIONS	XXIV
LISTE DES ANNEXES	XXIX
CHAPITRE 1 : INTRODUCTION ET MISE EN CONTEXTE	1
1.1 La production et l'entreposage des rejets miniers	2
1.2 Facteurs géologiques et minéralogique d'influence	4
1.2.1 Le potentiel de génération d'acide et de drainage neutre contaminé	5
1.3 La restauration des sites miniers	6
1.3.1 Les lois et les règlements relatifs à la restauration des aires d'accumulation des rejets miniers	7
1.3.2 Un aperçu des méthodes de restaurations et de gestion des résidus miniers	9
1.4 Les besoins en recherche de solution pour le DNC	10
1.5 La description du projet de recherche	11
1.5.1 L'objectif principal	12
1.5.2 Les objectifs spécifiques	12
1.5.3 Structure du document	12
CHAPITRE 2 : REVUE DE LA LITTÉRATURE	14

2.1 Les réactions hydrogéochimiques à la base du DMA et du DNC	15
2.1.1 L'oxydation des sulfures.....	17
2.1.2 Les réactions de neutralisation de l'acidité.....	19
2.1.3 La formation du DNC	22
2.1.4 L'atténuation par précipitation de phases secondaires et sorption.....	24
2.2 La prédiction du DMA et du DNC	26
2.2.1 Les essais statiques	27
2.2.2 Les essais cinétiques	29
2.3 Mouvement de l'eau en milieu poreux saturé et non-saturé	32
2.3.1 Écoulement de l'eau en milieu poreux saturé	33
2.3.2 Écoulement de l'eau dans les matériaux poreux non-saturés	35
2.3.3 La courbe de rétention d'eau (CRE)	37
2.3.4 Estimation des propriétés hydrauliques des sols non-saturés	37
2.4 Mouvements des gaz en milieu poreux.....	40
2.4.1 La loi de Fick	41
2.4.2 Estimation des coefficients de diffusion effectif (D_e) et du taux de réaction (K_r).....	42
2.4.3 Mesure des coefficients de diffusion effectif (D_e) et de réaction (K_r)	44
2.5 Les méthodes de restauration.....	46
2.5.1 Les recouvrements en eau.....	46
2.5.2 Le recouvrement monocouche avec nappe surélevée.....	48
2.5.3 La couverture à effet de barrière capillaire (CEBC).....	48
2.5.4 Les approches de conception des recouvrements	50
2.5.5 Les essais en laboratoire et sur le terrain	51
2.5.6 Des exemples d'application des sites restaurés	54

CHAPITRE 3 : MATÉRIELS ET MÉTHODES.....	56
3.1 Les sites de provenance des résidus miniers : mise en contexte et échantillonnage.....	56
3.1.1 Résidus miniers de Joutel.....	57
3.1.2 Résidus miniers de Canadian Malartic	59
3.1.3 Échantillonnage des matériaux	61
3.1.4 Préparation des échantillons	63
3.2 Méthodologies d'analyses chimiques sur les échantillons solides	64
3.2.1 Analyse chimique élémentaire par ICP-AES :.....	64
3.2.2 Sulfates	65
3.2.3 Carbone et soufre totaux par fournaise à induction	65
3.2.4 Essais statiques.....	66
3.3 Méthodologies pour la caractérisation minéralogique.....	68
3.3.1 Diffraction des rayons X (DRX).....	68
3.3.2 Microscopie optique MO	70
3.3.3 Microscope électronique à balayage MEB - Étude microstructurale et microanalyse	70
3.4 Méthodologies pour la caractérisation hydrogéologique.....	72
3.4.1 Essais de perméabilité.....	72
3.4.2 Courbe de rétention d'eau (CRE)	73
3.5 Méthodologies pour les propriétés physiques des matériaux	74
3.5.1 Densité relative des grains (G_s)	75
3.5.2 Analyse granulométrique au laser Malvern (résidus et silt)	75
3.5.3 Analyse granulométrique par tamisage sec (sable).....	75
3.5.4 Surface spécifique.....	76
3.6 Résultats de la caractérisation des matériaux.....	76

3.6.1 Les caractéristiques chimiques des résidus.....	76
3.6.2 Carbone et soufre totaux par fournaise à induction	78
3.6.3 Bilan acide-base (ABA) et PNN	78
3.6.4 Composition minéralogique des résidus de Joutel et de Canadian Malartic	79
3.6.5 Observation et identification des minéraux et d'éléments en traces.....	80
3.6.6 Caractéristiques physiques et hydrogéologiques des matériaux.....	83
3.6.7 Les courbes de rétention d'eau (CRE).....	86
3.7 Méthodologie pour les essais en colonnes	88
3.7.1 La conception et le montage des modèles physiques.....	88
3.7.2 Le montage des colonnes	89
3.7.3 Instrumentation des colonnes pour les mesures de succion, de teneur en eau volumique et de concentration en oxygène.....	92
3.8 Méthodes de suivi	93
3.8.1 Mesure de la teneur en eau volumique et de la succion.....	93
3.8.2 Teneur en oxygène.....	95
3.8.3 Le déroulement des essais en colonnes.....	95
3.8.4 La mesure des propriétés et de la composition chimique du lixiviat.....	96
3.8.5 La mesure du flux d'oxygène	99
CHAPITRE 4 : LES RÉSULTATS DES ESSAIS EN COLONNES	103
4.1 Les succions et les teneurs en eau.....	103
4.1.1 Colonnes témoins et avec n.p.s	104
4.1.2 Colonnes multicouches	105
4.2 Les flux d'oxygène	107
4.2.1 Flux dans les colonnes Joutel.....	110
4.2.2 Flux dans les colonnes Canadian Malartic.....	113

4.3 : Qualité de l'eau de lixiviation.....	115
4.3.1 : Qualité de l'eau pour les colonnes Joutel	116
4.3.2 Qualité de l'eau pour les colonnes Canadian Malartic	123
4.3.3 L'hydrolyse du fer.....	129
4.4 La précipitation de minéraux secondaires.....	130
4.5 Démantèlement des colonnes.....	133
4.5.1 La description du démantèlement des colonnes.....	133
4.5.2 Profils des teneurs en eau volumiques et porosités mesurées au démantèlement.....	134
4.5.3 Description visuelle des résidus au démantèlement.....	136
4.5.4 Composition chimique et minéralogique finale des résidus	138
4.5.5 Identification des minéraux secondaires au MEB	143
4.5.6 Autres facteurs d'influence sur la réactivité de la pyrite	145
CHAPITRE 5 : DISCUSSION ET INTERPRÉTATION DES RÉSULTATS	146
5.1 L'influence du flux d'oxygène sur la qualité de l'eau de lixiviation.....	146
5.1.1 Influence du degré de saturation et de la teneur en pyrite sur les flux d'oxygène.....	147
5.1.2 Relation entre les flux d'oxygène à l'interface résidus/recouvrement et la lixiviation des métaux et métalloïdes	148
5.1.3 Facteurs atténuant la lixiviation d'éléments chimiques	150
5.1.4 Détermination du niveau de contrôle nécessaire pour contrôler la génération de DNC pour les résidus de Joutel et de Canadian Malartic	151
5.2 Prédiction à long terme du potentiel de génération d'acidité	153
5.2.1 Les calculs d'épuisements.....	153
CHAPITRE 6 : CONCLUSION ET RECOMMANDATIONS	157
6.1 Conclusion	157
6.2 Recommandations.....	160

BIBLIOGRAPHIE.....	162
--------------------	-----

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 1.1: Normes de rejet à l'effluent final	9
Tableau 2.1 : Essais en colonnes pour la simulation de recouvrements en laboratoire modifié de Pabst (2011)	53
Tableau 2.2 : Travaux de restauration sur des sites d'entreposage de résidus miniers.....	55
Tableau 3.1: Résumé de la caractérisation initiale des matériaux secs.....	64
Tableau 3.2: Composition chimique des résidus analysés par ICP-AES.....	77
Tableau 3.3: Pourcentages de soufre et carbone ainsi que soufre présent sous forme de sulfates	78
Tableau 3.4: Valeurs des PA, PN ainsi que des PNN calculées (kg CaCO ₃ /t)	78
Tableau 3.5: Composition minéralogique des résidus Joutel et Canadian Malartic	79
Tableau 3.6: Résumé des caractéristiques physiques et hydrogéologiques des matériaux.....	85
Tableau 3.7 : Tableau récapitulatif des mesures effectuées lors des essais en colonne.....	98
Tableau 4.1 : Exemple de calcul du flux selon la méthode des sulfates	108
Tableau 4.2 : Données et résultats calculs du flux à la surface des résidus selon la méthode des gradients pour les colonnes Joutel au cycle 9	112
Tableau 4.3 : Flux d'O ₂ obtenus par les 3 méthodes de mesures pour les colonnes Joutel au cycle 9.....	112
Tableau 4.4 : Données et résultats calculs du flux à la surface des résidus selon la méthode des gradients pour les colonnes Canadian Malartic au cycle 9	114
Tableau 4.5 : Flux d'O ₂ au cycle 9 obtenus par les 3 méthodes de mesures pour les colonnes Canadian Malartic.....	115
Tableau 4.6 : Minéraux secondaires indiquant un indice de saturation positif.....	132
Tableau 4.7 : Description visuelle des résidus Joutel au démantèlement	137
Tableau 4.8 : Description visuelle des résidus Canadian Malartic au démantèlement	138
Tableau 4.9 : Analyse du soufre et carbone par fournaise à induction des 8 à 10 cm de la surface des résidus à la fin des essais en colonnes.	140

Tableau 4.10 : Analyse des pourcentages en soufre, carbone et sulfates des 2 premiers cm de la surface des résidus	143
Tableau 5.1 : Degrés de saturation et flux d'oxygène selon la méthode de consommation pour les colonnes J-1, J-2 et CM-1 et selon la méthode des sulfates pour les colonnes J-3 à J-5 et CM-2 à CM-5.	148
Tableau 5.2: Flux d'oxygène et concentrations ponctuelles en Zn et As maximales dans les lixiviats ainsi que les critères de qualité d'eau pour les colonnes Joutel.....	152
Tableau 5.3 : Flux d'oxygène et concentrations ponctuelles en Zn et As maximales dans les lixiviats ainsi que les critères de qualité d'eau pour les colonnes Canadian Malartic.....	152
Tableau 5.4 : Temps d'épuisement du S et des éléments neutralisants (Ca+Mg+Mn) des colonnes Joutel	155
Tableau 5.5 : Temps d'épuisement du S et des éléments neutralisants (Ca+Mg+Mn) des colonnes Canadian Malartic	156

LISTE DES FIGURES

Figure 1-1 : Activités typiques de la phase d'exploitation d'une mine, tiré de Code de pratiques écologiques pour les mines de métaux (2009).....	3
Figure 1-2 : Teneur en métaux dissouts dans les eaux de lixiviation en fonction de différents types de gisements (adapté de Plumee, 1999).....	4
Figure 2-1 : Diagramme de la solubilité des métaux selon le pH, d'après Lawrence.	23
Figure 2-2 : Cellule d'humidité, tiré de Villeneuve, 2004.....	30
Figure 2-3 : Photo d'une colonne utilisée comme essai cinétique de prédiction du DMA ou du DNC tiré de (Villeneuve, 2004)	31
Figure 2-4 : Distinction entre la zone saturée et la zone non-saturée, tiré de Musy, 2005	33
Figure 2-5 : Limites entre les différentes zones tiré de Agence de l'Eau Artois-Picardie, du U.S. Geological Survey.....	35
Figure 2-6 : Courbe de rétention d'eau CRE pour un silt et un sable, tirée de Aubertin et al., 2002b.	37
Figure 2-7 : Représentation schématique d'une cellule de diffusion, tiré de (Mbonimpa et al., 2003)	45
Figure 2-8 : Effet du degré de saturation sur le coefficient de diffusion effectif tiré de (Mbonimpa et al.2003).	45
Figure 2-9 : Schéma de la déposition subaquatique des résidus miniers (GARD Guide, 2012) ...	47
Figure 2-10 : Technique de la nappe surélevée , tiré de (Ouangrawa et al, 2006)	48
Figure 2-11 : Exemple de recouvrement multicouches, tiré de (Aubertin et al., 1995).....	49
Figure 2-12 : Différentes étapes de conception d'une CEBC, tirée de Aubertin et al. (2002).....	50
Figure 2-13 : Essais en colonnes instrumentées	52
Figure 3-1 : Photo satellite du parc à résidus Joutel avec flèche indiquant l'emplacement de l'échantillonnage et profil des résidus Joutel dans le parc lors de l'échantillonnage.	62
Figure 3-2 : Photo satellite du Site minier Canadian Malartic.....	63

Figure 3-3 : Cellule triaxiale	73
Figure 3-4 : Cellules Tempes lors de l'essais et démontage des cellules à droite	74
Figure 3-5 : Photo d'un grain de pyrite prise au MEB dans les résidus de Joutel. La flèche indique un point légèrement plus foncé et la microanalyse de ce point a révélé des traces d'arsenic, tel qu'observé sur le spectre de la microanalyse.....	81
Figure 3-6 : Photo d'un grain de pyrrhotite partiellement altéré dans les résidus Canadian Malartic, prise au M.O en lumière réfléchi, polarisée.....	82
Figure 3-7 : Photo d'un grain de pyrite avec inclusion de chalcopryrite (jaune foncée) dans les résidus Canadian Malartic, prise au M.O en lumière réfléchi polarisée.....	82
Figure 3-8 : Photo du même grain de pyrite prise au MEB. La flèche indique l'inclusion de chalcopryrite et la composition chimique de ce point fournie par le spectre de la microanalyse révèle la présence du zinc sous forme de micro inclusions dans l'inclusion de chalcopryrite.	83
Figure 3-9 : Courbes granulométriques des résidus Joutel et Canadian Malartic ainsi que du silt utilisé dans les CEBC.....	84
Figure 3-10: Courbe granulométrique du sable	85
Figure 3-11: Courbes de rétention d'eau des résidus de Canadian Malartic	86
Figure 3-12 : Courbes de rétention d'eau des résidus de Joutel	87
Figure 3-13 : Courbes de rétention d'eau du silt.....	87
Figure 3-14 : Comparaison des CRE pour les trois matériaux	87
Figure 3-15 : Profils des colonnes et profondeurs des nappes phréatiques simulées.....	89
Figure 3-16 : Position des sondes EC-5 (teneurs en eau), Watermark (suction) et des ports à échantillonnage dans les colonnes	92
Figure 3-17 : Installation des sondes de mesure de la suction et de la teneur en eau ainsi que des deux ports à échantillonnage d'oxygène.....	93
Figure 3-18 : Sonde EC-5	94

Figure 3-19 : Montage pour test de consommation d'oxygène, tiré de notes de cours Environnement minier et méthodes de restauration	101
Figure 4-1 : Variation des TEV et des succions sur un cycle dans les colonnes CM-1, CM-2, CM-3 et J-1, J-2, J-3, dans les résidus à une élévation de 35 cm.	104
Figure 4-2 : Variation des teneurs en eau et des succions sur un cycle dans les trois matériaux des colonnes CM-4 et J-4.	106
Figure 4-3 : Variation des teneurs en eau et des succions sur un cycle dans les résidus et le silt des colonnes CM-5 et J-5.	107
Figure 4-4 : Haut : Mesures enregistrées lors d'un essai. Bas : Graphique diminution de la concentration en oxygène sur une échelle logarithmique en fonction du temps.	109
Figure 4-5: Flux d'oxygène par la méthode des sulfates pour les colonnes Joutel : J-1 (témoin), J-2 (10 cm sable). J-3 (n.p.s), J-4 (CEBC 30 cm silt), J-5 (CEBC 60 cm silt)	110
Figure 4-6: Flux d'oxygène par la méthode de consommation d'O ₂ pour les colonnes Joutel ...	110
Figure 4-7-: Flux d'oxygène par la méthode des sulfates pour les colonnes Canadian Malartic : CM-1 (témoin), CM-2 (10 cm sable). CM-3 (n.p.s), CM-4 (CEBC 30 cm silt), CM-5 (CEBC 60 cm silt)	113
Figure 4-8: Flux d'oxygène par la méthode de consommation d'O ₂ pour les colonnes Canadian Malartic	113
Figure 4-9: Graphiques du suivi du pH, de la conductivité et du Eh pour les colonnes Joutel J-1 (témoin), J-2 (10 cm sable). J-3 (n.p.s), J-4 (CEBC 30 cm silt), J-5 (CEBC 60 cm silt)	117
Figure 4-10 : Concentrations ponctuelles des éléments majeurs dans les lixiviats des colonnes Joutel J-1 (témoin), J-2 (10 cm sable). J-3 (n.p.s), J-4 (CEBC 30 cm silt), J-5 (CEBC 60 cm silt)	118
Figure 4-11: Concentrations ponctuelles du Fe dans les lixiviats des colonnes Joutel	119
Figure 4-12 : Concentrations ponctuelles du zinc et de l'arsenic dans les lixiviats des colonnes Joutel : J-1 (témoin), J-2 (10 cm sable). J-3 (n.p.s), J-4 (CEBC 30 cm silt), J-5 (CEBC 60 cm silt)	120

Figure 4-13 : Charges cumulatives normalisées d'As vs S_{tot} pour les colonnes Joutel	121
Figure 4-14 : Charges cumulatives normalisées pour les colonnes Joutel : J-1 (témoin), J-2 (10 cm sable), J-3 (n.p.s), J-4 (CEBC 30 cm silt), J-5 (CEBC 60 cm silt)	122
Figure 4-15: Graphiques du suivi du pH, de la conductivité et du Eh pour les colonnes Canadian Malartic : CM -1 (témoin), CM-2 (10 cm sable), CM-3 (n.p.s), CM-4 (CEBC 30 cm silt), CM-5 (CEBC 60 cm silt).....	124
Figure 4-16 : Concentrations ponctuelles des éléments majeurs dans les lixiviats des colonnes Canadian Malartic : CM -1 (témoin), CM-2 (10 cm sable), CM-3 (n.p.s), CM-4 (CEBC 30 cm silt), CM-5 (CEBC 60 cm silt)	125
Figure 4-17 : Concentrations ponctuelles du zinc dans les lixiviats des colonnes Canadian Malartic : CM -1 (témoin), CM-2 (10 cm sable), CM-3 (n.p.s), CM-4 (CEBC 30 cm silt), CM-5 (CEBC 60 cm silt)	126
Figure 4-18 : Concentrations ponctuelles du Fe dans les lixiviats des colonnes Canadian Malartic	127
Figure 4-19 : Charges cumulatives normalisées pour les colonnes Canadian Malartic : CM -1 (témoin), CM-2 (10 cm sable), CM-3 (n.p.s), CM-4 (CEBC 30 cm silt), CM-5 (CEBC 60 cm silt)	128
Figure 4-20 : Diagramme Eh-pH du Fe	130
Figure 4-21: Séparation des matériaux (silt et résidus) en tranche de 10 cm pour analyses	133
Figure 4-22 :Profils des TEV mesurés au démantèlement le dernier jour du cycle pour les colonnes Joutel	135
Figure 4-23 :Profils des degrés des TEV mesurés au démantèlement le dernier jour du cycle pour les colonnes Canadian Malartic.	136
Figure 4-24 : Profils complets des concentrations chimiques finales des éléments majeurs dans les colonnes avec résidus Joutel	139
Figure 4-25 : Profils complets des concentrations chimiques finales des éléments majeurs dans les colonnes avec résidus Canadian Malartic	141

Figure 4-26 : Photo MEB de la formation d'un contour d'(oxy)hydroxydes de Fe autour d'un grain de pyrite dans les résidus Joutel.....	144
Figure 4-27: Photos MEB de la formation d'oxydes de fer (contours et fractures) de grains de pyrites dans les résidus C-M.	144
Figure 5-1 : Comparaison des concentrations cumulées normalisées de zinc et d'arsenic et du flux d'oxygène dans les colonnes Joutel.	149
Figure 5-2 : Comparaison des concentrations cumulées normalisées de zinc et du flux d'oxygène dans les colonnes Canadian Malartic.	150
Figure 5-3 : Épuisements du S_{tot} et des produits de Ca-Mg-Mn dans les colonnes Joutel	154
Figure 5-4 : Épuisements du S_{tot} et des produits de la neutralisation Ca-Mg-Mn dans les colonnes Canadian Malartic	155

LISTE DES SIGLES ET ABRÉVIATIONS

A Unité de section

ABA Acid-base accounting

AEV Air entry value ou pression d'entrée d'air

ASTM American Society for Testing Materials

C_t : somme des coefficients stoechiométriques des cations non oxydables et/ou hydrolysables

C_0 Concentration initiale de l'oxygène dans l'air

CEBC Couverture à effets de barrière capillaire

C_p Teneur massique en pyrite

CRE Courbe de rétention d'eau.

C_U Coefficient d'uniformité

C_c Coefficient de courbure

D_{10} Diamètre des grains correspondant à 10% passant sur la courbe granulométrique

D_{50} Diamètre des grains correspondant à 50% passant sur la courbe granulométrique

D_{60} Diamètre des grains correspondant à 60% passant sur la courbe granulométrique

D_a Coefficient de diffusion de l'oxygène dans l'air

D_e Coefficient de diffusion effectif de l'oxygène

DMA Drainage minier acide

DNC Drainage neutre contaminé

D_w Coefficients de diffusion de l'oxygène dans l'eau

DRX Diffusion des rayons X

e Indice des vides

EDS Spectroscopie à dispersion d'énergie

E_h Potentiel d'oxydo-réduction

$F_{s,L}$ Flux d'oxygène à la base d'une couche en condition permanente

F_{0s} Flux d'oxygène à la surface

G_s Densité relative

H Constante de Henry

h Charge hydraulique

h_{co} Remontée capillaire équivalente pour un sol granulaire

i Gradient hydraulique unitaire

ICP-AES Spectroscopie d'émission atomique au plasma à couplage inductif

IRME Institut de Recherche en Mines et Environnement

K Conductivité hydraulique

k_{sat} Conductivité hydraulique saturée

k_u conductivité hydraulique non-saturée

K' Réactivité intrinsèque de la pyrite avec l'oxygène

K_r Coefficient effectif du taux de réaction de l'oxygène

K_r^* Coefficient apparent du taux de réaction de l'oxygène

KC Kozeny Carmen

KCM Kozeny Carmen modifié

kPa kiloPascal

L Épaisseur de la couche

LQE Loi sur la qualité de l'environnement

MDDELCC Ministère du Développement durable, de l'Environnement et Lutte contre les changements climatiques

MEB Microscope électronique à balayage

MO Microscope optique

MEND Mine Environment Neutral Drainage

MK Modèle de Kovács modifié

MRN Ministère des Ressources naturelles

n Porosité

$n_{M,a}$ Nombre de mole de H_2SO_4 formée par l'oxydation d'une mole du sulfure t

$n_{M,t}$ Nombre de moles du minéral t pour neutraliser 1 mole d'acide sulfurique

n.p.s Nappe phréatique surélevée

O_2 Oxygène

OC Essais de consommation d'oxygène

OHF (Oxy)hydroxyde de fer

p pression effective de l'eau du sol

PA Potentiel d'acidité

PGA Potentiel de génération d'acide

pH potentiel hydrogène

PN Potentiel de neutralisation

PNN Potentiel net de neutralisation

Q Débit

q Débit spécifique dans la direction

q_w Débit unitaire d'eau

R Constante universelle des gaz

RDT Réflectométrie dans le domaine du temps

REMM Règlement sur les Effluents des Mines de Métaux

S_s Surface spécifique

S_r Degré de saturation

S_{tot} Teneur en soufre total

S_{sulfures} Teneur en soufre sous forme de sulfures

S_{sulfates} Teneur en soufre sous forme de sulfates

S_c Saturation capillaire

S_a Saturation par adhésion

T Température

t Temps

TCLP Lixiviation pour l'évaluation de la mobilité des espèces inorganiques

TEV Teneur en eau volumique

UQAT Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue

URSTM Unité de recherche en Sciences et Technologie Minérale

VG van Genuchten

WEV Water entry value

WDS Spectromètre à dispersion de longueur d'onde

XRF Fluorescence au rayon X

X_i : concentration du minéral i (% massique)

z Profondeur

γ Poids volumique

γ_s Poids volumique des grains solide

γ_w Poids volumique de l'eau

θ_a Teneur en air volumique

θ_{eq} Teneur en air équivalente

θ_e Teneur en eau équivalente

θ_r Teneur en eau résiduelle

θ_s Teneur en eau saturée

θ_w Teneur en eau volumique

ρ_w Densité de l'eau

ρ_s Masse volumique moyenne des grains solides

ψ Succion

ψ_r Succion résiduelle

ω_a et ω_t Masse molaire de H_2SO_4 et du mineral t

\sim Environ

LISTE DES ANNEXES

ANNEXE A : Compilation des résultats des analyses chimiques des lixiviats pour les 10 colonnes	184
ANNEXE B : Graphiques du suivi de l'acidité et de l'alcalinité dans les colonnes	192
ANNEXE C : Compilation des résultats des concentrations ponctuelles des éléments chimiques lixiviés analysés par ICP-AES pour les 10 colonnes et les 13 cycles.....	193
ANNEXE D : Suivi des teneurs en eau mesurées par les sondes EC-5 Pour la durée totale des essais	209
ANNEXE E : Compilation des Mesures des concentrations en oxygène au G.C. pour les 10 colonnes	213
ANNEXE F : Compilation des Mesures de porosité, TEV et degrés de saturation mesurés au démantèlement	216
ANNEXE G : Compositions minéralogiques par DRX initiale des résidus secs (données brutes) et composition chimique initiale.....	221
ANNEXE H : Les courbes d'oxydation-neutralisation	224
ANNEXE I : Photographies de l'oxydation visible dans les résidus au démantèlement.....	226
ANNEXE J : Détermination du PA et du CPN minéralogique	232
ANNEXE K : Détermination de plusieurs paramètres pour la modélisation avec vadose.....	234
ANNEXE L : Résultats modélisations avec Vadose/W	240

CHAPITRE 1 : INTRODUCTION ET MISE EN CONTEXTE

Une grande partie des impacts environnementaux de l'exploitation minière est associée à la libération d'éléments nuisibles provenant des résidus miniers. Les résidus miniers posent un problème non seulement en raison de leur volume, mais parce que certains d'entre eux peuvent avoir un impact sur les écosystèmes locaux. En conséquence, dans de nombreux cas, les résidus miniers doivent être isolés ou traités pour réduire l'oxydation, la toxicité, l'érosion et permettre aux parcs à résidus d'être utilisés à d'autres fins suivant l'arrêt de l'exploitation minière.

La disposition incontrôlée des résidus miniers peut être associée à la libération de quantités importantes d'éléments potentiellement dangereux et d'acidité. Ces contaminants peuvent se propager dans la pédosphère, la biosphère, l'atmosphère et l'hydrosphère et causer des effets néfastes sur l'environnement. Par exemple, les apports anthropiques de métaux et métalloïdes dans les écosystèmes atmosphériques, terrestres et aquatiques en raison de l'exploitation minière ont été estimés être à plusieurs millions de kilogrammes par an (Nriagu et Pacyna, 1988).

Une compréhension de la libération à long terme des contaminants exige une solide connaissance des facteurs qui contrôlent cette décharge. Le principal facteur qui influe sur la libération des contaminants est la géologie de la ressource exploitée. Le climat, la topographie, ainsi que les activités d'exploitation minière et de traitement du minerai appliquées, jouent également leur rôle dans le type et l'ampleur des rejets de contaminants à partir d'un site minier spécifique ou d'un dépôt de résidus (Craw 2001 ; Plumlee 1999).

Les gîtes métallifères sont les concentrations de métal ou d'autres produits minéraux de base dans la croûte terrestre et résultent de divers processus géologiques. Au cours de ces processus, les dépôts acquièrent des caractéristiques géologiques spécifiques, y compris la quantité et le type de métaux enrichis dans les dépôts, le genre de minéraux formés et la taille de leurs grains, ainsi que le type de roches associées au dépôt. Ces aspects géologiques fondamentaux des gisements minéraux exercent des impacts importants et prévisibles sur l'environnement (Plumlee 1999). Par exemple, certains types de dépôt contiennent des teneurs élevées en arsenic, et ce métalloïde est mobilisé à des valeurs de pH neutre et à des valeurs de pH alcalin (Craw et Pacheco 2002). Une solide compréhension de la géologie environnementale des gisements minéraux est essentielle à toute exploitation minière, à l'évaluation de l'impact sur l'environnement et au plan de

réhabilitation. Cette connaissance permet le développement d'outils efficaces de prévision, de prévention et d'assainissement nécessaires à la gestion efficace de l'environnement de ces sites.

1.1 La production et l'entreposage des rejets miniers

Dans la plupart des gisements métalliques, les métaux se trouvent en combinaison chimique avec d'autres éléments présents dans le minerai et forment des oxydes ou des sulfures. Les minéraux du gisement sont couramment en intercroissances avec des minéraux sans valeur à l'échelle microscopique ou même sous-microscopique, soi-disant les minéraux de la gangue.

L'extraction du minerai est la première opération dans l'exploitation commerciale d'une ressource minérale. Elle est définie comme l'extraction du matériel du sol afin de récupérer une ou plusieurs parties constitutives de la matière extraite. L'extraction du minerai se fait à l'aide d'explosifs et d'équipements lourds. Le dynamitage permet de donner accès aux gisements en ouvrant les puits, les galeries et les fosses nécessaires à la production.

Lorsque l'on exploite une mine à ciel ouvert, on est en présence d'une fosse où les volumes manipulés sont souvent très grands, en particulier pour la roche stérile extraite pour atteindre la zone minéralisée. Dans ce cas, une partie des rejets est habituellement retournée dans la fosse, mais la majeure partie doit être entreposée en surface. Les exploitations souterraines, qui sont moins visibles, sont constituées de galeries souterraines et de chantiers. Les volumes de rejet produits sont habituellement moins importants pour les mines souterraines, que pour les mines à ciel ouvert, et il est possible d'en retourner une partie sous terre sous forme de remblai, mais il reste généralement des rejets à stocker en surface.

La roche libérée par les sautages qui ne contient pas ou peu du métal recherché est appelée stérile minier. Ce sont des matériaux grossiers à granulométrie très étalée, comportant surtout des particules de la taille des sables et gravier (Aubertin et al., 2005). Les stériles sont habituellement entreposés en surface sous forme d'empilements, communément appelés : les haldes à stériles.

Le minerai est généralement traité dans un procédé physique appelé traitement des minerais avant toute extraction métallurgique. Les techniques de traitement des minéraux peuvent inclure : un tri gravimétrique, magnétique, électrique ou optique ; et l'ajout de produits chimiques de traitement au minerai broyé et trié afin de faciliter la séparation des minéraux désirés des minéraux de gangue.

Ces méthodes de traitement aboutissent à la production de résidus de traitement. Les résidus de traitement sont définis ici comme la portion de la ressource concassée, broyée et jugée trop pauvre pour être traitée davantage (Ressources naturelles Canada, 2013). Ils sont composés de particules rocheuses finement broyées de la taille de sables ou de silts, mélangées à de l'eau et aux réactifs de traitement. La plupart des résidus de traitement sont déposés sous forme de pulpe, un mélange solide-liquide, qui se consolide avec le temps. La composition physique et chimique de cette pulpe dépend de la composition géologique du minerai initial et des additifs utilisés dans le traitement. La Figure 1-1 représente les principales activités du traitement des minerais ainsi que les sous-produits et leurs lieux d'accumulation.

Une portion des rejets de traitement peut être utilisée pour le remblayage de mines sous-terraines ou pour la remise en état et la réhabilitation des zones minées, mais pour la majeure partie une méthode alternative d'entreposage permanent doit être trouvée. Beaucoup de résidus miniers, en particulier ceux de l'industrie des mines de métaux, contiennent des métaux et/ou métalloïdes à des concentrations élevées. Les activités de traitement du minerai produisent des résidus, qui sont rejetés dans des aires d'accumulation, les parcs à résidus miniers, qui ont été érigés en utilisant des matériaux miniers ou d'autres matériaux naturels disponibles sur ou à proximité du site de la mine.

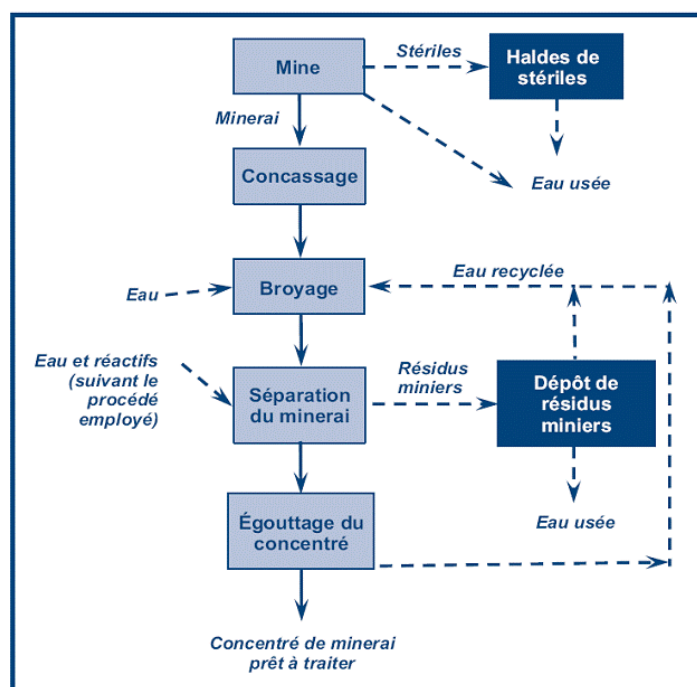


Figure 1-1 : Activités typiques de la phase d'exploitation d'une mine, tiré de Code de pratiques écologiques pour les mines de métaux (2009).

1.2 Facteurs géologiques et minéralogique d'influence

La mobilité des éléments dépend de leur abondance et de leur disponibilité dans les roches, les minéraux ainsi que les matières minérales traitées. L'altération hydrothermale peut concentrer davantage les éléments dans les minéraux sulfurés pour former des gisements de minerai. Certains éléments tels que l'or et l'arsenic sont plus fortement associés à l'altération hydrothermale et à la source des fluides minéralisateurs qu'à la lithologie particulière dans laquelle ces éléments sont trouvés (Nordstrom, 2011). L'altération hydrothermale modifie également la chimie et la minéralogie des roches hôtes en fonction de la température et de la chimie des fluides interagissant avec la roche. L'altération propylitique est caractérisée par un assemblage minéral d'épidote-chlorite-albite, mais les carbonates sont communément présents pour offrir une capacité de neutralisation qui neutralise l'acidité produite par l'oxydation de la pyrite.

La compréhension de ces associations est une base importante pour prédire quels métaux peuvent se retrouver sur un site donné (Plumlee et al., 1999). La Figure 1-2 est un graphique du pH et de la teneur totale en métal (la somme des concentrations de Zn, Cu, Cd, Co, Ni et Pb dissous) des eaux drainant à partir de divers gisements minéraux. Le but de ce tracé est d'illustrer la teneur en métaux typique des eaux provenant de types spécifiques de gisements minéraux. Il peut également servir de représentation des impacts potentiels sur la qualité de l'eau.

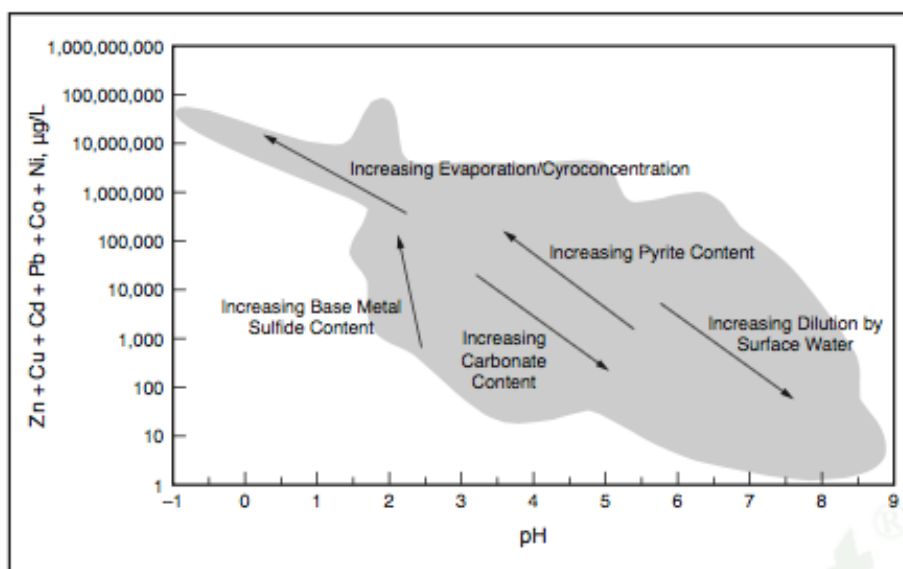


Figure 1-2 : Teneur en métaux dissouts dans les eaux de lixiviation en fonction de différents types de gisements (adapté de Plumlee, 1999).

En général, la tendance à l'augmentation de la teneur en métaux avec la diminution du pH, décrite sur la figure, reflète une plus grande quantité de pyrite et d'autres sulfures associés au dépôt et une plus faible teneur en carbonates et autres minéraux qui consomment de l'acide. Certains dépôts peuvent être riches en carbonates mais peuvent encore engendrer des eaux acides si les carbonates sont physiquement séparés des sulfures générateurs d'acides de sorte que les eaux interagissent avec les sulfures et non avec les carbonates, ou si une barrière de réaction d'hydroxydes de fer ou d'autres minéraux protège les carbonates de la réaction avec les eaux acides.

1.2.1 Le potentiel de génération d'acide et de drainage neutre contaminé

Dans certains environnements géologiques, les sulfures sont présents en forte proportion, en particulier dans les dépôts de minerai métallique (Cu, Pb, Zn, Au, Ni, U, Fe), mais également dans les dépôts de charbon et de schistes bitumineux (Lottermoser, 2010). Comme tous les minéraux sulfurés ont été formés en présence d'un fluide appauvri en oxygène dans des conditions très éloignées de l'atmosphère riche en oxygène de la surface terrestre, ils deviennent instables lorsqu'ils sont exposés à un environnement oxygéné (Kwong, 1993). Lors de l'exploitation minière les roches sont amenées à la surface et une série de réactions chimiques de dégradation complexes sont initiées spontanément, elles seront présentées au chapitre suivant.

L'acidité générée lors de l'oxydation de la pyrite [FeS_2], de la pyrrhotite [$\text{Fe}_{(1-x)}\text{S}$] et d'autres sulfures est neutralisée à divers degrés par la dissolution des carbonates, des hydroxydes et des minéraux silicatés. Le degré de neutralisation de l'acide et, en conséquence, le pH de l'eau dans les pores des résidus contrôle la mobilité des produits d'oxydation des sulfures dans les dépôts de résidus et c'est ce qui différencie le drainage neutre contaminé (DNC) du drainage minier acide (DMA) (Lindsay et al., 2015).

La quantité et la qualité du drainage minier ne dépend pas uniquement de l'oxydation des minéraux sulfureux. Elles impliquent également d'autres réactions telles les réactions de neutralisation. En effet, certains minéraux possèdent un potentiel de neutralisation intrinsèque de par leur capacité à réagir avec l'acide sulfurique et à le neutraliser. Parmi les minéraux ayant le plus fort potentiel de neutralisation (PN), nous retrouvons les minéraux carbonatés, plus particulièrement la calcite et la dolomite. La réactivité relative des carbonates est donnée selon l'ordre décroissant suivant : calcite \geq dolomite > ankérite magnésienne > ankérite > sidérite (Blowes et Ptacek, 1994).

La dissolution oxydante de sulfures non ferreux ayant un rapport métal / soufre supérieur ou égal à 1 :1 (par exemple, ZnS, PbS, Cu₂S, etc.) ne génère pas d'acide. Cependant, les métaux lourds sont libérés dans le processus. Le taux de libération de ces métaux déterminera si un problème de contamination se produira ou non. La dissolution oxydative de ces sulfures peut souvent être augmentée si elle est couplée galvaniquement à la pyrite alors la détermination la vitesse de libération du métal doit tenir compte de l'assemblage des sulfures (Kwong et al., 2003).

Enfin, au cours du cycle de vie de la mine, la qualité du drainage peut varier avec le temps. Un drainage qui semble inoffensif pendant le fonctionnement ou lors de la fermeture de la mine peut s'accroître dans le futur et le drainage à partir de matériaux qui contiennent initialement de l'acidité peut également devenir neutre ou alcalin avec le temps (Diehl et Williams, 2014).

1.3 La restauration des sites miniers

La restauration vise à remettre le site dans un état satisfaisant, pour ce faire une des tâches à accomplir consiste à limiter la production et la propagation de substances susceptibles de porter atteinte au milieu récepteur et, à long terme, viser à éliminer toute forme d'entretien et de suivi (MERN, 2016). Cela peut être réalisé en appliquant des méthodes de contrôle et d'atténuation du drainage minier. De nos jours, la restauration de sites miniers est intégrée dans le processus de planification, précédant même le début des opérations d'une mine, et est maintenant une réflexion permanente tout au long de la durée de vie de la mine d'un point de vue à la fois technique et financier.

La responsabilité environnementale d'une exploitation minière ne s'arrête pas à la période d'exploitation, à la fin de la vie de la mine, les compagnies minières doivent procéder à la remise en état du site en effectuant le démantèlement de ses infrastructures et à la restauration des aires d'entreposage des rejets. C'est ce dernier point qui est la principale source de préoccupations, particulièrement dans le cas où les rejets (stériles miniers et/ou rejets de concentrateur) contiennent des minéraux sulfureux qui peuvent s'oxyder (Aubertin et Bussière, 2000). Dans ces cas particuliers, il faut mettre en place des méthodes de contrôle qui seront efficaces à long terme.

Certaines questions de restauration sont communes à presque toutes les mines quel que soit le type de ressource extraite ou si ce sont des mines à ciel ouvert ou souterraine. Ces aspects généraux de

la restauration du site de la mine comprennent entre autre que les résidus doivent être contenus dans des parcs qui doivent rester stables à long terme et empêcher la migration des contaminants dans l'environnement. L'isolement sécuritaire à long terme des rejets miniers problématiques représente l'une des tâches les plus difficiles à laquelle est confrontée l'industrie minière (Lottermoser, 2010). Les aires d'accumulation doivent être restaurées afin que les effluents respectent les critères post restauration des lois et des règlements applicables, tant provinciaux que fédéraux, à court, moyen et long terme.

1.3.1 Les lois et les règlements relatifs à la restauration des aires d'accumulation des rejets miniers

Quatre outils principaux sont utilisés par le gouvernement provincial afin d'encadrer la gestion des aires d'accumulation de résidus miniers : la *Loi sur la qualité de l'environnement* (LQE), la *Loi sur les mines*, la *Directive 019 sur l'industrie minière* et le *Règlement sur les effluents des mines et métaux (REMM)*.

Loi sur la qualité de l'environnement

À l'étape d'avant-projet, tout nouveau projet minier doit faire l'objet d'une évaluation environnementale préalable nécessaire à l'obtention des permis de construction et d'opération. La LQE constitue un outil préventif qui oblige les promoteurs de projets assujettis à la loi à obtenir une autorisation préalable : les certificats d'autorisation. L'article 20 de la LQE précise qu'il est interdit de rejeter des contaminants dans l'environnement. En vertu de l'article 22 de la loi, l'exploitant d'un projet qui y est assujetti doit faire une demande de certificat d'autorisation au MDDELCC avant la mise en marche de nouveaux projets ou pour la modification de procédés ou d'installations existantes. Par exemple, l'obtention d'un certificat d'autorisation en vertu de cet article est nécessaire pour l'aménagement et l'exploitation d'une aire d'accumulation de rejets miniers. Le contenu de la demande de certificat d'autorisation ainsi que des précisions sur les projets assujettis sont définis dans le *Règlement relatif à l'application de la Loi sur la qualité de l'environnement*.

Loi sur les mines

La *Loi sur les mines* traite des rôles et responsabilités des acteurs du milieu ainsi que des exigences relatives à l'exploration, l'exploitation et la fermeture d'une mine. La loi stipule que les résidus

miniers appartiennent au titulaire du bail minier ou de la concession minière. Il a donc la responsabilité de gérer adéquatement les rejets miniers, autant lors de l'exploitation, de la restauration et de la période post exploitation. Depuis 1995, la Loi sur les mines oblige les entreprises minières à déposer et à faire approuver un plan de restauration des sites miniers en activité.

L'exploitant doit déposer et faire approuver son plan de réaménagement et de restauration par le MERN avant le commencement des activités d'exploitation. Ce plan a pour objectif de présenter les travaux destinés « à remettre dans un état satisfaisant le terrain affecté par ces activités », l'échéancier des travaux prévus ainsi qu'une évaluation des coûts anticipés. Sur la question de la gestion des résidus miniers, la *Loi sur les mines* donne le cadre légal relatif à la restauration du site. Les sociétés minières doivent opérer en vertu des lois et règlements environnementaux et sont tenus de placer une garantie financière suffisante pour couvrir tous les coûts de restauration qui sont basés sur l'évaluation des coûts inclus dans le plan de restauration. Cette restauration sera effectuée en fonction de l'utilisation future des terres désignées.

Directive 019 sur l'industrie minière

Afin de préciser ses attentes par rapport à l'ensemble des exigences relatives aux mines, le ministère a publié la *Directive 019 sur l'industrie minière*. Ce document donne les exigences pour les demandes d'autorisation au MDDELCC ainsi que les orientations générales pour les études d'impact environnementales, pour les projets non assujettis au REEIE. La directive donne aussi les normes relatives aux eaux minières de surface et souterraines, de l'environnement sonore et des suivis post exploitation. Le tableau 1.2 indique les normes de rejet des eaux minières à l'effluent final. La gestion des résidus miniers est aussi couverte par le document, notamment sur les exigences de caractérisation des rejets, de construction des aires d'accumulation et des mesures de suivi des résidus et de leurs effluents lors de l'exploitation et de la post exploitation du site (MDDEP, 2012).

Le Règlement sur les effluents des mines et métaux (REMM)

Ce règlement stipule que les mines peuvent rejeter des résidus ou des stériles dans « toute aire de décharge circonscrite par une formation naturelle ou un ouvrage artificiel à condition qu'il n'y ait qu'un seul point de rejet final pour l'effluent d'un dépôt de résidus miniers et que celui-ci respecte les normes de rejets. En plus de ces normes, le règlement donne les exigences relatives à la

surveillance et au suivi des effluents, les procédures en cas de rejets irréguliers ainsi que les avis et registres à transmettre à Environnement Canada.

Tableau 1.1: Normes de rejet à l'effluent final

Paramètre	Concentration moyenne mensuelle acceptable	Concentration ponctuelle acceptable
Arsenic extractible	0,2 mg/l	0,4 mg/l
Cuivre extractible	0,3 mg/l	0,6 mg/l
Fer extractible	3 mg/l	6 mg/l
Nickel extractible	0,5 mg/l	1 mg/l
Plomb extractible	0,2 mg/l	0,4 mg/l
Zinc extractible	0,5 mg/l	1 mg/l
Cyanures totaux	1 mg/l	2 mg/l
Hydrocarbures (C₁₀-C₅₀)	-----	2 mg/l
Matières en suspension (MES)	15 mg/l	30 mg/l

1.3.2 Un aperçu des méthodes de restaurations et de gestion des résidus miniers

L'oxydation des sulfures peut conduire à la génération d'eau de drainage contaminée. Pour prévenir l'oxydation des sulfures, des stratégies de contrôle appropriées sont nécessaires. Les stratégies de lutte contre l'oxydation des sulfures nécessitent l'exclusion d'un ou de plusieurs des facteurs qui provoquent l'oxydation, c'est-à-dire les minéraux sulfureux, l'eau, et l'oxygène (Bussière et al., 2005). Le but de ces méthodes est de réduire les interactions entre les résidus et les autres réactifs.

Les stratégies de contrôle établies comprennent des barrières à l'eau ou à l'oxygène. Dans les climats humides, où il y a peu d'évaporation, ces recouvrements sont principalement destinés à limiter l'afflux d'oxygène (GARD Guide, 2012). L'exclusion de l'oxygène peut être réalisée à l'aide de recouvrements en eau (ennoiment) ou recouvrement en sols. La méthode du recouvrement en

eau consiste à maintenir au sommet des rejets une épaisseur d'eau suffisante (Adu-Wusu et al., 2001 ; Aubertin et al., 1997). On peut également maintenir saturés les résidus réactifs en haussant le niveau la nappe phréatique près de la surface et en protégeant les résidus par un recouvrement monocouche visant à contrôler les interactions avec l'atmosphère ; Cette technique est communément appelée recouvrement monocouche avec nappe surélevée (n.p.s) (Dagenais, 2005 ; Ouangrawa, 2006 ; Demers et al., 2008 ; Ouangrawa et al., 2009).

Les couvertures à effet de barrière capillaire (CEBC) sont composées de plusieurs couches de sols superposées avec comme objectif de garder au moins une des couches saturée ou presque saturée. Cette superposition de couches de granulométries différentes crée un effet de barrière, utilisé afin de contrôler la migration de l'oxygène vers les résidus réactifs, tout en limitant l'infiltration de l'eau (Aubertin et al., 2002a ; Bussière et al., 2001 ; Dagenais et al. 2005).

L'enlèvement et l'isolement des sulfures s'applique uniquement aux résidus miniers et consiste, entre autre, à enlever les sulfures au moyen de procédés minéralurgiques, tels que la flottation lors du traitement du minerais (Benzaazoua et al., 2008). Cette désulfuration environnementale, effectuée à la fin du procédé, n'élimine pas entièrement le problème puisqu'il y a production d'un concentré sulfureux. L'enlèvement des sulfures permet de réduire les impacts potentiels sur l'environnement en réduisant les volumes de résidus nocifs à entreposer et en réutilisant les résidus désulfurés en tant que matériaux constituant les recouvrements (Aachib, 1997; Bussière et al., 2004; Demers et al., 2008).

Au cours des dernières années, beaucoup d'efforts de recherche ont été investis afin de développer des méthodes visant à contrôler la production de drainage minier acide (DMA), provenant de sites d'entreposage de rejets miniers. Cependant, à notre connaissance il n'y a aucuns travaux traitant spécifiquement de méthodes de restaurations destinées à contrôler le drainage neutre contaminé (DNC).

1.4 Les besoins en recherche de solution pour le DNC

Jusqu'à ce jour, la gestion environnementale des mines canadiennes a surtout porté sur la question du drainage minier acide (DMA), cette problématique de grande ampleur pour l'industrie a, d'une certaine façon, occulté d'autres problèmes de qualité de l'eau liés aux rejets miniers (MEND, 2004). En effet, au fil des années, les travaux de recherche visant l'élaboration de méthode de

restauration, sont tous destinés à contrôler le DMA (Aubertin et al., 1995; Aachib, 1997; Bussière et al., 2004; Demers et al., 2008; Dagenais, 2005; Ouangrawa, 2006 ; Pabst, 2011; Bussière et al., 2011). La revue de littérature au chapitre 2, recense plusieurs travaux de recherche sur les recouvrements ainsi que des travaux de restauration sur des sites d'entreposage de résidus miniers et ceux-ci ont tous portés sur des résidus générateurs de drainage minier acide (DMA). Ces travaux de recherche ont déterminé que le contrôle du DMA, requiert une diminution du flux d'oxygène à une valeur de 1 à 2 mol/m²/an, pour des résidus frais (Bussière et al., 2009).

La restauration de sites générateurs de drainage neutre contaminé (DNC) est un autre défi auquel doit faire face l'industrie minière. Ces effets sur l'environnement se résument en une concentration de métaux lourds toxiques dépassants les critères environnementaux permis par la loi dans l'effluent final de la mine. Les éléments susceptibles de se solubiliser à pH près de la neutralité incluent : l'As, le Cd, le Cr, le Co, le Cu, le Fe, le Hg, le Mn, le Mo, le Ni, le Sb le Se, les sulfates, l'U et le Zn (Plante, 2010). La solubilité de ces métaux à des pH neutres ainsi que leur grande mobilité dans l'eau et l'environnement sont les particularités qui définissent ce type de drainage. Cependant, le drainage neutre contaminé prend souvent de nombreuses années avant que ses effets soient observés sur un site d'exploitation minière (Plante, 2010) en raison de phénomènes tels la sorption.

Les mécanismes qui sont impliqués dans la production de drainage neutre contaminé peuvent être différents et avoir des impacts différents sur le milieu naturel que ceux issus du drainage acide. Ainsi, le contrôle du drainage neutre contaminé requiert des méthodes adaptées (techniquement et économiquement) à ses particularités. L'hypothèse principale de cette étude est que pour le DNC les méthodes de recouvrement requises ne doivent pas être aussi performantes à limiter le flux d'oxygène que dans le cas du DMA. Une protection plus minimale, serait suffisante pour empêcher la génération de drainage neutre contaminé.

1.5 La description du projet de recherche

Certains rejets miniers ayant un faible potentiel de génération d'acidité peuvent générer des contaminants par l'oxydation des sulfures et avoir un impact environnemental significatif, en conditions près de la neutralité (DNC) (Plante et al. 2011). Bien que l'étendue de leurs impacts ne soit pas toujours aussi importante que pour les rejets acides, leur gestion peut demander

l'implantation de mesures de contrôle et de remédiation, car ils sont susceptibles d'engendrer des eaux de lixiviation contaminées à plus ou moins longue échéance.

1.5.1 L'objectif principal

Pour faire face aux normes concernant le rejet des métaux à l'effluent final, il est nécessaire de développer des stratégies de restaurations spécifiquement adaptées aux sites générateurs de DNC. Ce projet constitue les premiers pas pour le développement de méthodes adaptées à ces conditions particulières. À des pH près de la neutralité, l'oxygène étant le principal agent oxydant, la quantité d'oxygène atteignant les résidus est alors le facteur limitant le drainage minier (Lottermoster, 2010). La mesure de cette quantité d'oxygène peut être évaluée en laboratoire et sur le terrain par la mesure des flux d'oxygène atteignant les résidus. La détermination d'un flux d'oxygène pour un contrôle efficace du drainage neutre contaminé de résidus par des méthodes de restauration est le principal but visé par ce projet de recherche.

1.5.2 Les objectifs spécifiques

Un des aspects principaux de ce projet consiste à déterminer le niveau de contrôle nécessaire pour limiter efficacement la génération de drainage neutre contaminé pour les résidus de Joutel et de Canadian Malartic. Dans un climat humide cela peut être exprimé par un flux d'oxygène maximal permis. Pour l'atteinte des objectifs du présent projet, des modélisations physiques de laboratoire ont été entreprises avec des résidus provenant des parcs de Joutel et de Canadian Malartic. Les essais en colonnes permettent de simuler la performance de plusieurs types de recouvrements simultanément. Le degré d'efficacité est évalué en comparant les flux d'oxygène traversant les recouvrements et la qualité des effluents.

1.5.3 Structure du document

Une revue de la littérature pertinente à ce projet est présentée au chapitre 2. Tous les matériaux utilisés pour la confection des colonnes, incluant les résidus potentiellement générateurs de DNC du parc à résidus de Joutel ainsi que de la mine Canadian Malartic ont été préalablement caractérisés ; les méthodologies et les résultats de cette caractérisation font l'objet du chapitre 3. De plus, les méthodologies pour les essais en colonne ainsi que les méthodes de suivi sont aussi décrites dans ce chapitre.

Les résultats des essais en colonnes sont présentés au chapitre 4, ceux-ci comprennent les flux d'oxygène mesurés et la qualité des effluents. À la fin des essais, le démantèlement des colonnes a permis la validation des mesures de teneurs en eau et de succion mesurées à l'aide des sondes. Les phénomènes d'altération et de précipitation des résidus accompagnés d'un changement dans la minéralogie et la composition chimique des résidus ont pu être observés et décrits. La précipitation de minéraux secondaires a également été confirmée par les calculs d'équilibre thermodynamiques avec le logiciel VMinteq.

Le chapitre 5 fait l'interprétation et la discussion des résultats obtenus en mettant l'accent sur l'influence du flux d'oxygène sur la qualité de l'eau de lixiviation pour des résidus potentiellement générateurs de DNC. La détermination d'un niveau de contrôle nécessaire pour les résidus de Joutel et de Canadian Malartic et le potentiel de neutralisation à long terme de ces résidus est également évoqué. Enfin, le chapitre 6 conclue et quelques recommandations sont émises.

CHAPITRE 2 : REVUE DE LA LITTÉRATURE

La restauration des sites miniers est un défi d'ingénierie, mais la conception d'un plan de restauration sans comprendre les processus hydrogéochimiques de la mobilisation des contaminants peut conduire à une restauration inefficace et excessivement coûteuse (Nordstrom, 2011).

L'évaluation de la performance des recouvrements est généralement effectuée par l'étude du :

- Mouvement de l'eau : cela comprend l'infiltration d'eau liquide, l'écoulement et le stockage ainsi que l'évaporation (mouvement de la vapeur d'eau) et la transpiration ;
- Mouvement des gaz : cela comprend les processus d'advection et de diffusion et comprend le flux d'oxygène ou d'autres gaz d'intérêt ;
- Mouvement des solutés : il s'agit du mouvement des contaminants tenant compte des interactions géochimiques avec les résidus tels que la formation de minéraux secondaires et l'adsorption de contaminants ;
- Réactions : telle que l'oxydation des minéraux sulfurés ;
- Transfert de chaleur : comme le gel-dégel ou la génération de chaleur interne (MEND, 2004).

Les recouvrements sont généralement positionnés au-dessus du niveau de la nappe phréatique, alors le phénomène principal d'intérêt pour la conception des recouvrements en sol est le flux transitoire de l'eau et des gaz dans le sol non-saturé. Deux processus fondamentaux décrivent tout phénomène transitoire : écoulement et stockage. Les mécanismes responsables du mouvement de l'eau dans les sols saturés et non saturés sont les principaux aspects reliés aux recouvrements qui doivent être compris.

La première partie de ce chapitre revoit les réactions géochimiques ayant lieu dans les résidus générateurs de DNC, tandis que la seconde présente les équations du transport de l'eau et des gaz dans les sols. La dernière partie du présent chapitre décrit les divers types de recouvrements et s'intéresse aux aspects hydrogéologiques à la base de leur conception ainsi qu'à l'évaluation de leur performance.

2.1 Les réactions hydrogéochimiques à la base du DMA et du DNC

L'altération des minéraux se déroule avec l'aide des gaz atmosphériques (O_2), des eaux météoriques et des microorganismes. Lorsque les sulfures sont exposés à l'atmosphère ou à de l'eau météorique oxygénée, les sulfures vont s'oxyder produisant une eau acide chargée de sulfates et de métaux/métalloïdes. L'eau acide, ainsi que les métaux dissous, peuvent constituer un problème environnemental lorsqu'ils s'infiltrent ou ruissèlent dans l'eau souterraine ou vers les cours d'eau (Nordstrom, 2011).

La pyrite est le plus abondant des sulfures, elle est souvent associée à des gisements de charbon et de minerais métalliques. Ainsi, l'oxydation de la pyrite a été largement étudiée et il y a une vaste littérature sur le sujet (e.g. Evangelou, 1995 ; Rimstidt et Vaughan, 2003). En revanche, l'oxydation des autres sulfures tels que la galène, la sphalérite et la chalcopryrite ont reçu en comparaison une attention limitée.

La vitesse d'oxydation de la pyrite dépend de plusieurs facteurs, y compris l'apport d'oxygène, la température, le pH, l'activité bactérienne et la surface spécifique des particules des résidus et des grains de pyrite (Lottermoser, 2010). Alors que les trois premiers facteurs influencent la vitesse de réaction, la surface spécifique détermine la quantité de minéral réactif exposée à l'oxygène et donc disponible pour l'oxydation. Initialement, la vitesse de la réaction est limitée par l'oxydation chimique du Fe(II) en Fe(III) par l'oxygène, qui est lente à pH neutre (Yanful et al., 1999). À des pH plus bas, des bactéries tels que *Thiobacillus ferrooxidans* peuvent catalyser cette réaction et peuvent également attaquer directement la pyrite. L'environnement optimal pour l'oxydation biotique de la pyrite est à pH bas et à température élevée. Les taux biotiques dans cette gamme sont rapportés à 20 à 100 fois les taux abiotiques dans des conditions similaires (Nicholson, 1994).

Les minéraux sulfurés tels que la pyrite contiennent fréquemment de l'arsenic, du cobalt ou du nickel, à l'état de traces dans leurs structures cristallines ; la galène contient fréquemment de l'argent ; le fer et le cadmium se substituent dans la sphalérite ; et la jarosite contient généralement du plomb, de l'argent, du cuivre ou du zinc. La substitution de l'élément dans un minéral peut déformer la structure de leur réseau cristallin, ce qui modifie ses propriétés physiques, augmentant ainsi la susceptibilité d'un minéral à la dissolution (Lehner et Savage, 2008).

Les minéraux sulfurés tels que l'arsénopyrite, la pyrite, la pyrrhotite, la chalcoppyrite, la chalcocite, la galène, la sphalérite, la marcassite, la covelline, la cuprite et la bornite sont les minéraux associés pour les mines d'or, de métaux de base, d'uranium et de charbon. La dissolution par oxydation de ces minéraux, soit par des réactions abiotiques, soit par une oxydation catalysée par des microorganismes, peut mobiliser une concentration d'acidité, de sulfate et de métaux dans les écosystèmes terrestres et aquatiques dont le Fe(II), Zn, Cu, As et des H^+ .

La mobilité des éléments libérés dépend du pH et des réactions secondaires dans les dépôts de résidus. La chimie des eaux de drainage dépend à la fois des réactions avec les minéraux primaires et de la précipitation et dissolution des minéraux secondaires résultants. Les résidus miniers sont enrichis de quantités variables de sulfures et de minéraux carbonatés qui génèrent un degré variable de contamination contrôlé par des processus d'atténuation naturelle (Anawar, 2015).

L'acidité générée lors de l'oxydation de la pyrite $[FeS_2]$, de la pyrrhotite $[Fe_{(1-x)}S]$ et d'autres sulfures est neutralisée à divers degrés par la dissolution des carbonates, des hydroxydes et des minéraux silicatés. Le degré de neutralisation de l'acide et, en conséquence, le pH de l'eau dans les pores des résidus exerce un contrôle important sur la mobilité des produits d'oxydation des sulfures dans les dépôts de résidus. Les métaux comprenant Fe(III), Cu, Zn et Ni se rencontrent souvent à des concentrations élevées et présentent une plus grande mobilité à des pH faibles caractéristiques du drainage minier acide (DMA) (Lindsay et al., 2015).

Le transport et l'atténuation des produits d'oxydation des sulfures sont influencés par les réaction de précipitation-dissolution, sorption-désorption ainsi que les réactions redox. Des concentrations élevées de Fe et de SO_4 en solution générées par l'oxydation des sulfures peuvent favoriser la formation de couches indurées « hardpan » composées d'(oxy)hydroxydes de fer ou d'(hydroxy)sulfates. De plus, la précipitation de gypse $[CaSO_4 \cdot 2H_2O]$ est souvent un contrôle principal sur les concentrations de SO_4^{-2} dissous dans les gisements de résidus riches en carbonates. Ces réactions seront décrites de façon plus détaillées dans les prochaines sections.

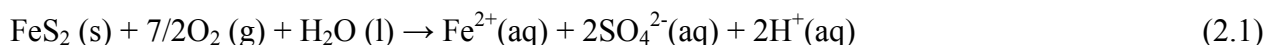
Finalement, les réactions d'oxydo-réduction peuvent influencer fortement la mobilité des éléments, y compris S, Fe, As et Se, qui sont présents dans des états d'oxydation multiples. La réduction du fer peut favoriser la dissolution ou la transformation des (oxy)hydroxydes de Fe(III) et, par conséquent, elle peut avoir un impact sur la mobilité des métal(loïdes) (Lindsay et al., 2009). La production de H_2S par la réduction des sulfates peut favoriser la précipitation de sulfures de

métaux faiblement solubles, tandis que la réduction de l'As(V) à As(III) améliore sa mobilité. La dissolution ou la transformation réductrice des phases secondaires (oxy)hydroxydes peut augmenter la mobilité Fe, Mn et de l'As dans les résidus sulfurés (Heikkinen et al., 2009).

2.1.1 L'oxydation des sulfures

Le type de sulfure a une incidence importante sur les taux d'oxydation. Comme l'illustrent Nordstrom et al. (1999) et Plumlee (1999), les taux d'oxydation mesurés pour les minéraux sulfurés varient largement. Bien que les études en laboratoire concordent généralement avec le classement général des sulfures en termes de leur réactivité, les études individuelles peuvent varier considérablement en détail lors de l'examen des taux de réaction observés. Ce désaccord peut être dû à des différences dans d'autres aspects liés aux minéraux des sulfures, y compris la surface spécifique, la cristallinité, la morphologie, la composition minérale et l'assemblage de sulfures, qui peuvent tous grandement influencer le taux d'oxydation (Evangelou., 1995). Ces facteurs s'appliquent également aux autres minéraux, y compris les minéraux consommant de l'acide tels que les carbonates et les silicates. De plus, la vitesse de dissolution des minéraux peut être contrôlée par les interactions galvaniques, où un transfert de charge a lieu entre deux minéraux sulfurés en contact dans une solution d'électrolyte, pouvant augmenter la cinétique de réaction. Le minéral ayant le potentiel électrochimique le plus élevé sera préservé (Kwong., 2003).

La pyrite est le plus abondant des minéraux sulfurés, elle est présente dans presque tous les types d'environnements géologiques, et est souvent associée à des gisements de charbon et de minerais métalliques. L'oxydation de la pyrite se produit lorsque la surface minérale est exposée à l'oxygène moléculaire (O₂) et à l'eau (H₂O) :

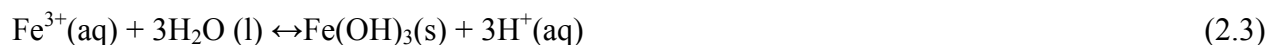


Cette réaction libère une mole de Fe²⁺, deux moles de SO₄ et génère deux moles de H⁺ par mole de pyrite oxydée (Evangelou 1995 ; Blowes et al. 1998). Les éléments en traces qui se présentent sous forme d'impuretés dans la pyrite peuvent également être libérés par l'oxydation de la pyrite. Par exemple, la pyrite contient communément l'As (Savage et al., 2007) et peut également contenir d'autres éléments en traces tels que Pb, Sb, Bi, Cu, Co, Ni, Zn, Au, Ag, Se et Te.

En présence d'un excès d'O₂, le Fe²⁺ s'oxydera ensuite en Fe³⁺ et consommera une mole de H⁺:

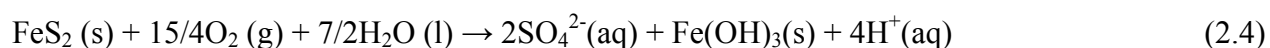


L'hydrolyse du Fe(III), qui se produit typiquement à des valeurs de pH supérieures à 5, favorise la précipitation des hydroxydes de Fe^{3+} où $\text{Fe}(\text{OH})_3$ est un remplacement pour ferrihydrite et génère des ions H^+ supplémentaires (Rimstidt et Vaughan 2003).:



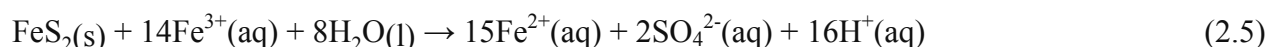
Un tel précipité est couramment observé en tant que tâches, enrobage, revêtement, boue gluante, floculant gélatineux jaune-rougeâtre à brun jaunâtre et précipite dans les ruisseaux et les surfaces drainées affectés par le drainage minier. La précipitation chimique des hydroxydes de fer dans la réaction 2.3 est appelée hydrolyse. L'hydrolyse résulte en une production d'ions hydrogène, ce qui provoque la chute du pH.

Bien que l'oxydation du Fe(II) (Eq. (2.2)) consomme une mole de H^+ , l'hydrolyse subséquente du Fe(III) (Eq. (2.3)) produit 3 moles de H^+ . La combinaison de ces réactions (c'est-à-dire les équations (2.1) à (2.3)) donne la réaction globale (Aubertin M. et al. 2002) :



Dans cette réaction globale, chaque mole de pyrite libère deux moles de SO_4 , 4 moles de H^+ et un précipité d'(oxy)hydroxyde Fe(III).

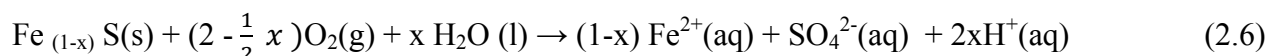
Comme il est mentionné ci-dessus, la réaction d'hydrolyse du fer est contrôlée par le pH. Dans des conditions acides de pH inférieur à environ 5, Fe^{3+} reste en solution. Pour cette raison, à des pH acides, la réaction d'oxydation indirecte par le Fe(III) s'ajoute à celle de l'oxydation directe par l' O_2 . Dans cette réaction (2.5), la pyrite est oxydée par le Fe^{3+} généré dans la réaction (2.2).



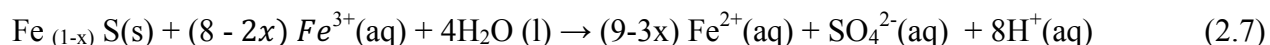
L'oxydation de la pyrite par Fe^{3+} à son tour génère plus de Fe^{2+} . Ce Fe^{2+} peut alors être oxydé en Fe^{3+} par l'oxygène via la réaction 2.2. Le Fe^{3+} à son tour, oxyde la pyrite par l'intermédiaire de la réaction 2.5, ce qui produit à son tour plus de Fe^{2+} et ainsi de suite. Les réactions 2.2 et 2.5 forment un cycle de conversion continue de Fe^{2+} en Fe^{3+} et l'oxydation subséquente de la pyrite par Fe^{3+} pour produire le Fe^{2+} . Cette propagation cyclique de l'oxydation de la pyrite par Fe^{3+} se poursuit jusqu'à ce que l'approvisionnement de la pyrite ou du Fe^{3+} dans le système réactionnel soit épuisé. Alors que l'oxygène n'est pas nécessaire pour que la réaction 2.4 se produise, il est encore nécessaire pour convertir Fe^{2+} en Fe^{3+} .

Clairement, l'O₂ et le Fe³⁺ sont les principaux oxydants de la pyrite (Evangelou, 1995). L'oxydation de la pyrite continue indéfiniment à moins que l'un des ingrédients essentiels à l'oxydation de la pyrite soit éliminé (i.e. Fe³⁺, l'oxygène, l'eau ou la pyrite), ou que le pH de la solution de lixiviation soit augmenté considérablement.

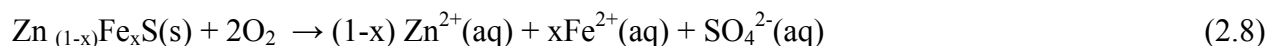
Un autre sulfure de fer fréquemment rencontré dans les gisements métalliques est la pyrrhotite. Comme la pyrite, la pyrrhotite contient fréquemment des éléments en trace, dont Ni et Co. L'oxydation de la pyrrhotite par O₂ est décrite sous la forme:



Les quantités de Fe(II) et de H⁺ (Eq. (2.6)) dépendent de la teneur en Fe. La vitesse d'oxydation de la pyrrhotite par l'O₂ est de 20 à 100 fois plus rapide par rapport à l'oxydation de la pyrite par l'O₂, cette différence peut être liée à l'insuffisance de Fe dans la structure de pyrrhotite (Nicholson et Scharer 1994). Tout comme pour la pyrite, la pyrrhotite peut subir une oxydation par Fe(III) dissout (Lindsay et al., 2015).



Les principaux minéraux préoccupants pour la production d'acide et la libération de SO₄, de Fe et de métal(loïdes) dissous sont généralement la pyrite et la pyrrhotite. Cependant, d'autres minéraux contenant des sulfures peuvent également contribuer à la production de drainage de faible qualité. La substitution partielle de Fe pour Zn est fréquente dans la sphalérite et d'autres éléments, y compris Mn, Cd et As, peuvent se présenter sous forme d'impuretés. L'oxydation de la sphalérite par l'O₂ est représentée de la façon suivante :



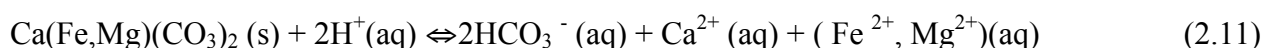
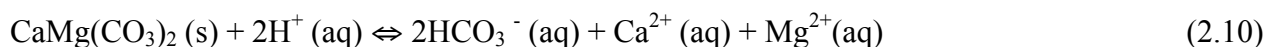
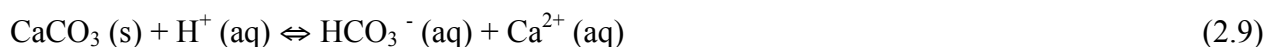
Cette réaction libère du Zn, du Fe et des métaux/métalloïdes présents dans la sphalérite dans les pores des résidus. Il en est de même pour la chalcopryrite CuFeS₂ qui libère du Cu.

2.1.2 Les réactions de neutralisation de l'acidité

La production de protons à partir de l'oxydation de la pyrite est un facteur important qui affecte le pH de la solution dans les dépôts de rejets miniers. De plus, il existe d'autres facteurs, y compris la surface minérale et la minéralogie (Salmon et Malmström, 2005) de minéraux carbonatés et

aluminosilicatés qui peuvent affecter le tamponnage et donc le pH et la libération nette de contaminants d'un dépôt.

La dissolution à l'équilibre de la calcite, de la dolomie et de l'ankérite peut maintenir des conditions circumneutres de pH dans l'eau des pores des résidus et dans le drainage. La dissolution de la calcite produit généralement des valeurs de pH de l'eau interstitielle allant de 6,5 à 7,5 (Blowes et al., 2003). Cependant, des valeurs de pH proches de 8,0 ont été rapportées pour les résidus où la dolomie et l'ankérite sont les principaux carbonates (Blowes et al., 1998; Lindsay et al., 2009). En général, la dissolution minérale de carbonates consomme H^+ , libère des cations divalents (par exemple Ca, Mg, Fe) et génère des ions carbonates ou bicarbonates en solution :



La contribution relative de ces minéraux carbonatés à la neutralisation de l'acide dépend ultimement de leur abondance et de leur réactivité. Parmi les minéraux de carbonate de calcium et de magnésium, la calcite se dissout le plus rapidement. Le taux de dissolution de la dolomie est environ un ordre de grandeur plus lent que la calcite. L'ankérite est plus résistante à la dissolution que la dolomie et la sidérite est encore plus résistante que l'ankérite. Le taux de dissolution de la magnésite est d'environ quatre ordres de grandeur plus lent que la calcite (Chou et al., 1989).

La dissolution des carbonates primaires peut favoriser la précipitation de sidérite secondaire en présence du Fe(II) dérivé de l'oxydation des sulfures (Al et al., 2000, Jurjovec et al., 2001). L'appauvrissement subséquent de la calcite, de la dolomie et / ou de l'ankérite due à une oxydation soutenue est généralement suivi d'une baisse abrupte du pH de l'eau interstitielle (Jurjovec et al., 2001). Ce déclin peut être modéré par dissolution de la sidérite secondaire stockée au cours de la dissolution des carbonates primaires. Cette réaction se déroule à $pH < 6$ et consomme deux moles de H^+ par mole de sidérite, tout en libérant une mole de Fe(II) et une mole d'acide carbonique (H_2CO_3):



Cependant, l'oxydation ultérieure du Fe(II) et l'hydrolyse du Fe(III) (Eq. (2.2) et (2.3)) produisent deux moles de H^+ par mole de sidérite. Ces réactions peuvent se produire lors de l'évacuation de

l'eau interstitielle des résidus dans des environnements oxygénés. Malgré une diminution temporaire de la baisse du pH de l'eau interstitielle, la dissolution de la sidérite ne fournit finalement aucune augmentation nette de la capacité de neutralisation de l'acide.

La rhodochrosite, un carbonate de manganèse ne fournit qu'une neutralisation nette de l'acidité dans des conditions anaérobies. En effet contrairement au carbonate de Fe, qui ne fournit aucun potentiel net de neutralisation, la fraction contenant le carbonate de Mn a le potentiel de fournir de la neutralisation lorsque l'oxydation du Mn(II) est inhibée (Jamieson et al., 2015). Les conditions anaérobies requises pour que les carbonates de manganèse fournissent une neutralisation nette peuvent se concrétiser lorsqu'il y a inondation partielle ou de la diffusion lente de l'oxygène et de la consommation rapide d'oxygène dans les résidus.

La dissolution de silicates tels que les plagioclases (par exemple, l'anorthite dans l'équation 2.13) et l'olivine (par exemple la forstérite dans l'équation 2.14) peuvent neutraliser l'acide (Pépin 2009; Plante et al., 2011). Cependant, leurs taux de dissolution et de neutralisation de l'acide sont lents par rapport aux minéraux carbonatés et ils n'empêchent pas la formation d'acide (Aubertin et al., 2002 ; Bussière et al., 2005). Par exemple, à un pH presque neutre, la vitesse de dissolution de la calcite est d'environ 7 ordres de grandeur plus rapide que la dissolution du feldspath plagioclase. La neutralisation des silicates est pratiquement négligeable à pH près de la neutralité, mais devient significative lorsque le pH devient acide (Blowes et al. 2003; Morin et al. 1995, Paktunc 1999a).



Néanmoins, la dissolution des minéraux silicatés peut maintenir des conditions neutres si le taux de production d'acide est assez lent et que des silicates à dissolution rapide et à grains fins sont abondants (Lapakko, 2002). L'efficacité des minéraux silicatés pour neutraliser l'acidité augmente avec l'augmentation de la surface minérale qui, à son tour, augmente avec l'augmentation du contenu minéral et la diminution de la taille des grains.

Contrairement aux réactions d'oxydation des sulfures, les réactions neutralisantes d'acidité sont indépendantes de la concentration d'oxygène de la phase gazeuse ou aqueuse dans lesquelles les réactions d'altération ont lieu (Lottermoser, 2010). Le tamponnage du pH de la solution par des minéraux individuels se produisent dans certaines gammes de pH.

Alors que la disponibilité de l'oxygène entraîne les réactions d'oxydation des sulfures, le pH du lixiviat est d'une importance critique pour la libération des contaminants car la solubilité et la mobilité des métaux lourds et des métalloïdes dépend de leur spéciation. Ainsi, le tamponnage du pH, à travers l'altération minérale des carbonates et des aluminosilicates diminue fortement le potentiel de génération d'acide associé aux rejets miniers.

2.1.3 La formation du DNC

Bien que les concentrations soient souvent inférieures qu'à pH acide, la lixiviation des métaux peut tout de même se produire dans certains cas où le drainage n'est pas acide, il est alors qualifié de drainage neutre contaminé (DNC). La figure 2-1 présente certains métaux solubles à des pH près de la neutralité. Dans ce cas, les concentrations dissoutes peuvent encore dépasser les directives environnementales à des pH situés entre 6,5 et 9,0 de même que pour d'autres éléments incluant : le chrome, le cobalt, le manganèse, le mercure qui sont libérés par l'oxydation et la dissolution des minéraux sulfurés (Pépin 2009; Plante 2010).

La solubilité du molybdène peut être plus élevée dans le drainage quasi-neutre ou alcalin par rapport au drainage acide. Même les métaux tels que Al, Fe et Cu, dont la solubilité est fortement réduite à pH quasi-neutre par rapport au pH acide, peuvent dépasser les directives environnementales en cas de dilution et d'atténuation insuffisante avant d'entrer dans un milieu récepteur.

Le drainage neutre peut résulter de différents processus, mais il y a trois contextes généraux pour ce phénomène (MEND, 2004). Le premier procédé est lié à l'oxydation des sulfures et à la génération d'acide dans lequel les métaux sont libérés et initialement solubles. Après la génération d'acide, le drainage à faible pH contenant des niveaux élevés de nombreux métaux entre en contact avec des solides ayant un potentiel de neutralisation (PN) suffisant pour consommer l'acide et rétablir des conditions de pH neutres.

Au cours du processus de neutralisation, certains métaux, mais pas tous, sont éliminés de la solution par précipitation. Les métaux qui ne sont pas affectés par la neutralisation peuvent rester à des niveaux élevés en solution. Les résidus utilisés pour ce projet possèdent un potentiel de neutralisation, nous sommes donc en présence ce type particulier de processus de formation de drainage neutre et pour la suite c'est sur celui-ci que l'emphasis sera mise.

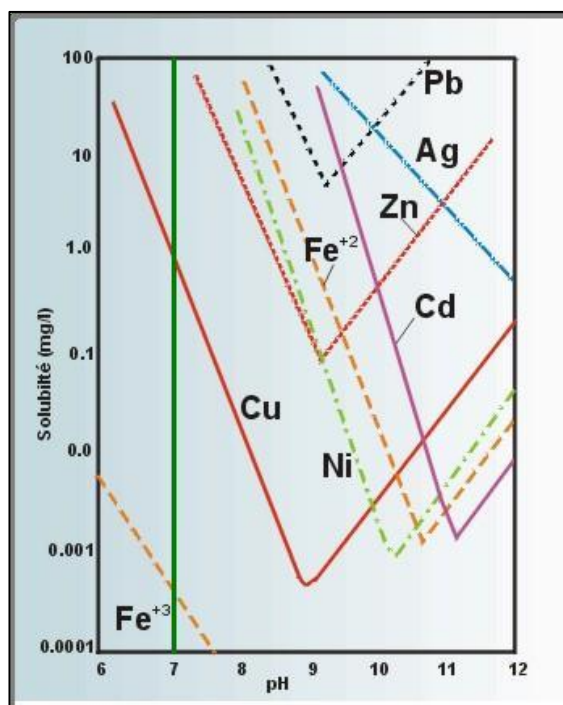


Figure 2-1 : Diagramme de la solubilité des métaux selon le pH, d'après Lawrence.

Le traitement d'un effluent contaminé pour atteindre la conformité avec les objectifs réglementaires est réalisé par l'ajustement du pH, généralement avec de la chaux, de sorte que les métaux sont retirés de la solution et peuvent se déposer en particules, formant une boue qui peut être contenue et gérée. De nombreux métaux qui sont associés à un drainage neutre ne sont pas complètement retirés par un traitement à la chaux ou à d'autres produits chimiques alcalins. Le traitement de plusieurs métaux dans un drainage neutre n'est pas une pratique courante et nécessite des méthodes spécifiques pour chacun de ces métaux.

Un deuxième mécanisme de lixiviation des métaux est lié à des résidus miniers potentiellement acides sur lesquels des mesures d'atténuation ont été appliquées afin d'empêcher l'oxydation. Les résidus inondés et les stériles restent neutres mais peuvent, dans certains cas, libérer des métaux tels que le nickel et le zinc qui sont solubles à pH neutre. Des exemples de lixiviation du zinc à partir de résidus submergés ont été rapportés par Banks et al. (1997) pour des mines en Norvège où l'élimination sous-marine a commencé à la fin des années 1960. En général, la lixiviation des métaux, à partir de rejets déposés sous un recouvrement en eau se produit si les rejets ont précédemment été soumis à des intempéries et ont libéré des produits d'oxydation. Il arrive aussi que des rejets réactifs envoyés s'oxydent légèrement et génèrent des concentrations en métaux

dépassant les normes, tout en demeurant près de la neutralité.

Enfin, la lixiviation des métaux peut également se produire en l'absence de génération d'acide. L'oxydation des minéraux d'arsenic dans les rejets de mines d'or est un exemple de ce processus. Cela se produit à l'intérieur des gisements dans lesquels la teneur en sulfure est insuffisante pour produire de l'acide ou que les résidus contiennent des sulfures non générateurs d'acide comme la sphalérite (eq. 2.8) et la galène.

2.1.4 L'atténuation par précipitation de phases secondaires et sorption

Un des facteurs important dans les processus de neutralisation est la précipitation de minéraux secondaires. La présence de minéraux secondaires dans les résidus miniers sulfurés est l'expression minéralogique des processus ayant conduit à la neutralisation du DMA. Certains minéraux secondaires peuvent être solubles alors que d'autres sont moins solubles (McGregor et Blowes 2002). Les revêtements se développant sur des grains oxydés de sulfures peuvent consister en assemblages complexes de phases secondaires amorphes ou cristallisées. De tels revêtements rendront le minéral moins sensible à une altération et une dissolution continue.

Une des réactions de précipitation les plus communément observée dans les environnements miniers est la formation d'(oxy)hydroxydes de fer (OHF) qui précipite pour former un mélange colloïdal à finement grenu de OHF. Ces minéraux incluent la goethite, la lépidocrocite, la ferrihydrite, la schwertmannite et la jarosite, (Nordstrom, 2011). Une précipitation de minéraux secondaires peut se produire à la surface ou à une profondeur particulière des parcs à résidus. Cette précipitation continue entraîne la formation de couches de surface ou de sous-surface d'extension latérale ou discontinues, nommées couches indurées ou « hard pan » (Moncur et al., 2005). Les minéraux précipités comprennent les hydroxydes (par exemple la goethite, la ferrihydrite et la lépidocrocite), les sulfates (par exemple la jarosite, le gypse, le mélanterite) ou les sulfures (par exemple la covellite) qui remplissent les pores intergranulaires et cimentent les résidus.

Le Fe(III) produit par la réaction 2.2 peut être hydrolysé et précipiter sous forme d'(oxy)hydroxydes ferriques ou de sulfates ferriques. Les trois chemins de réactions possibles pour la précipitation du Fe(III) sont la formation d'hydroxyde ferrique amorphe tel que décrite précédemment par la réaction (2.3), de la goethite αFeOOH et de la jarosite $(\text{KFe}_3(\text{SO}_4)_2(\text{OH})_6)$. Les réactions suivantes illustrent la formation de chaque phase (McGregor et al., 1998).



Les phases secondaires de Fe prédominantes dans les résidus peu profonds sont la goethite à $\text{pH} > 2$ et la jarosite à $1 < \text{pH} < 2$, qui sont présents sous forme de ciments interstitiels, de bordures d'altération et de remplissages de fractures (Nordstrom et Alpers, 1999). La précipitation de la jarosite et de la goethite semble fournir un processus d'atténuation efficace pour le Fe(III).

Les concentrations du Fe(II) produit par l'oxydation des sulfures de fer (eq.2.1) et le HCO_3^- libéré par la dissolution de la calcite (eq. 2.9) peuvent être partiellement atténuées par la précipitation de la sidérite FeCO_3 dans les résidus. À $\text{pH} > 6,8$, l'eau des pores des résidus peut être saturée ou proche de la saturation par rapport à la sidérite, suggérant une précipitation possible à travers la réaction 2.12.

De même, la réaction entre le sulfate dérivé de l'oxydation des sulfures (eq. 2.1) et le calcium provenant de la dissolution du carbonate (eq. 2.9) peut entraîner la saturation et la précipitation du gypse :



De plus, les métaux lourds peuvent également former des carbonates lorsque la concentration en bicarbonate dans l'eau est élevée. Bien que les carbonates soient moins stables que les sulfures, ils peuvent néanmoins jouer un rôle important dans le piégeage initial des métaux. Les éléments en traces peuvent également former des minéraux carbonatés (par exemple smithsonite (ZnCO_3)). Les hydroxydes de carbonate de cuivre azurite ($\text{Cu}_3 [\text{CO}_3]_2 [\text{OH}]_2$) et la malachite ($\text{Cu}_2 [\text{CO}_3] (\text{OH})_2$), respectivement le bleu azur et le vert vif sont deux exemples courants (Nicholson, 2004).

La présence de minéraux secondaires solubles dans les résidus miniers est fortement influencée par les conditions climatiques qui prévalent. Dans les climats humides, les minéraux solubles de sulfates ne peuvent pas s'accumuler en raison de la lixiviation extensive. Dans les climats arides et semi-arides, les minéraux solubles peuvent persister en raison des taux élevés d'évaporation et du manque de précipitations.

Plusieurs logiciels de modélisation thermodynamique permettent de calculer les indices de saturation pour plusieurs minéraux secondaires en se basant sur les résultats des analyses de la qualité de l'eau (Perkins et al., 1995 ; Aubertin et al., 2002). Visual Minteq 3.1, une version

Windows de MINTEQA2 version 4.0., est celui utilisé dans cette étude. Ce modèle est destiné aux calculs de spéciation des métaux en solution, des équilibres de solubilité, etc...

Les minéraux secondaires, qu'ils soient relativement solubles ou insolubles, possèdent de grandes surfaces. Les mobilités de plusieurs métaux semblent dépendre des réactions d'adsorption et de coprécipitation avec la goethite et la jarosite. En conséquence, ils adsorbent ou coprécipitent des quantités significatives de métaux et de métalloïdes (Al et al., 2000). Les précipités immobilisent efficacement les éléments et fournissent ainsi un important mécanisme naturel d'atténuation et de détoxification dans les eaux de la mine (Nordstrom et Alpers, 1999).

Les phénomènes de sorption sont reconnus pour avoir un rôle significatif pour la mobilité des métaux dans les eaux de drainage minier (Plante et al., 2010). Comme le mécanisme de rétention des ions métalliques à la surface des sols est souvent inconnu, le terme « sorption » est utilisé, celui-ci implique en général la perte d'un ion métallique d'une phase aqueuse à une phase solide contigüe et se compose de trois processus importants : l'adsorption, la précipitation superficielle et la fixation.

La sorption est dépendante du pH et peut fortement influencer la mobilité des métaux et des éléments en traces libérés par l'oxydation sulfures (Lindsay et al., 2015). Dans des conditions de pH modérément acides à circumneutres, la mobilité de plusieurs oxyanions de métal(loïdes) dissous comprenant H_2AsO_4^- , SeO_4^{2-} et $\text{Sb}(\text{OH})_6^-$ est limitée par la sorption sur des surfaces minérales positivement chargées. Ce processus chimique de rétention des métaux se traduit par une rétention à court terme ou une immobilisation à long terme de plusieurs classes de contaminants.

2.2 La prédiction du DMA et du DNC

Afin de guider l'industrie minière dans le choix des méthodes de stockage des rejets miniers et de restauration de leurs sites en fonction de leur nature relative à la production du DMA, plusieurs outils de prédiction sont disponibles. Les plus utilisés sont les tests statiques et les essais de lixiviation cinétiques (Aubertin et al 2002b ; Benzaazoua et al., 2004 ; Villeneuve, 2004 ; Villeneuve et al. 2009 ; MEND 2009; Plante et al., 2012). Les essais statiques comprennent les méthodes basées sur la chimie et celles basées sur la minéralogie de l'échantillon. Les deux types

d'essais cinétiques de laboratoire d'usage général sont les essais en cellule d'humidité et les essais en colonne colonne (Shaw et al., 1998, Smart et al., 2002, Benzaazoua et al., 2004).

2.2.1 Les essais statiques

L'un des essais chimiques les plus couramment utilisés dans l'industrie est la méthode Modified Acid Base Accounting ou ABA modifiée (Sobek et al. 1978 ; Lawrrence et Wang, 1996). C'est une méthode de classement selon laquelle le potentiel de neutralisation (PN) de l'acide et le potentiel de production d'acide (PA) des échantillons de roche sont déterminés et la différence, le potentiel net de neutralisation (PNN), est calculée. Le potentiel net de neutralisation et/ou le rapport RPN du potentiel de neutralisation (PN) au potentiel de génération d'acide (PA) est comparé à une valeur prédéterminée, ou un ensemble de valeurs, pour séparer les échantillons en catégories qui sont les suivantes : générateur d'acidité, non-générateurs d'acidité ou potentiel incertain. Les critères de classification seront vus en détails ultérieurement.

Le pouvoir de neutralisation provient en majeure partie des carbonates contenus dans les résidus, notamment la calcite (CaCO_3) et la dolomite ($\text{CaMg}(\text{CO}_3)_2$). Dans la méthode Sobek modifiée, le PN est déterminé en effectuant une digestion acide à température ambiante dans des conditions contrôlées de plus faible acidité donnant un pH de 2,0 à 2,5 à la fin de la digestion (Lawrrence et Wang, 1996). La quantité d'acide à ajouter est déterminée à l'aide d'un test nommé test de Fizz, (Skousen et al. 1997 ; Jambor et al. 2002), qui consiste à faire réagir un petit échantillon avec une solution de HCl à 25% et à mesurer qualitativement l'intensité du pétilllement provenant de la réaction des carbonates contenu dans l'échantillon avec l'acide chlorhydrique, ce qui permet d'évaluer la quantité d'acide à ajouter pour abaisser le pH à une valeur de 2 à 2,5. Les résidus et l'acide sont mis en contact pour une durée de 24 h au cours de laquelle l'échantillon consomme une quantité d'acide. On détermine la quantité d'acide excédentaire qui n'a pas réagit avec l'échantillon par titrage jusqu'à pH 8,3 à l'aide de d'une solution d'hydroxyde de sodium (NaOH) et un calcul donne le PN.

La détermination du potentiel de génération d'acidité PA est obtenue par l'analyse chimique qui permet l'évaluation de la teneur de soufre total (S_{tot}) dans les échantillons à laquelle on enlève la teneur en soufre sulfate (S_{sulfates}). Le potentiel de génération d'acide est donné par :

$$\text{PA} = 31,25 \times S_{\text{sulfure}}$$

où : PA : Potentiel générateur d'acide en kg CaCO₃/t

où 31,25 est un coefficient basé sur le ratio du poids moléculaire du CaCO₃ et du poids atomique du S et calculé pour une tonne de matériel.

$S_{\text{sulfure}} = S_{\text{tot}} - S_{\text{sulfates}}$ exprimé en % massique

Un des inconvénients de l'utilisation de la méthode Sobek pour la détermination du PN dans des échantillons contenant des carbonates de Fe ou de Mn est que cet essai ne tient pas compte de la baisse de PN associée à l'hydrolyse subséquente de ces métaux (Paktunc, 1999b ; Kwong et Fergusson, 1997 ; Plante et al., 2012).

Plusieurs méthodes utilisent le contenu en minéraux de l'échantillon dans différents calculs afin de déterminer le potentiel de génération d'acidité d'un résidu. La méthode minéralogique de Lawrence et Scheske (1997), est une méthode pour calculer le potentiel de neutralisation, qui utilise une classification des minéraux selon leur réactivité, proposée par Kwong en 1993, dans laquelle chaque minéral possède un facteur de réactivité relativement à celui de la calcite. Cette méthode utilise également le contenu en soufre des sulfures S_{sulfures} de l'échantillon pour déterminer le PA. Une autre méthode est celle proposée par Paktunc (1999b) qui évalue le potentiel de neutralisation par la somme de la participation des carbonates individuels basée sur leur composition chimique et leur concentration dans l'échantillon. Cette approche prend en considération la présence de cations oxydables (Fe et Mn) dans les carbonates, qui diminuent le PN du minéral hôte. La détermination du PA minéralogique est basée sur le contenu en minéraux sulfureux (Bouzahzah et al. 2014). Le choix de la méthode convenable dépend de la composition minéralogique de l'échantillon.

De par leur nature, les essais statiques ne fournissent qu'une prédiction qualitative sur le potentiel de production de drainage acide. Les tests statiques ne fournissent aucune indication des taux de production et de neutralisation d'acide ou combien de temps avant l'apparition des conditions acides, ou de la durée de la disponibilité d'une neutralisation efficace. De plus, les essais statiques sont effectués sur des sous-échantillons relativement petits de matériel rocheux pulvérisé. Cependant, les variations du PN et du PA avec la granulométrie des roches ne sont pas systématiquement évalués dans les méthodes d'essais statiques normalisées même si la taille des grains et la libération des minéraux sont des facteurs critiques pour contrôler la qualité du drainage (Jamieson et al., 2015).

Les essais statiques consistent à déterminer le potentiel de génération d'acidité (PGA) des résidus à l'aide d'un bilan acide-base (en anglais, Acid-Base Accounting, ou ABA). À cette fin, les résultats des essais statiques ont été interprétés par les méthodes qui sont mentionnées dans ce qui suit.

Le potentiel net de neutralisation (PNN) représente la différence entre le PN et le PA. Les critères de classification les plus courants pour l'interprétation des résultats sont les suivants (Morin et Hutt, 1997):

-PNN supérieur à +20 kg CaCO_3/t , l'échantillon est considéré comme non générateur d'acidité.

-PNN est inférieur à -20 kg de CaCO_3 / t , l'échantillon est considéré comme générateur d'acide.

-PNN se situent entre -20 et +20 kg de CaCO_3 / t , l'échantillon se trouve dans une zone incertaine.

Une autre façon d'évaluer ce potentiel de génération d'acidité est le RPA, qui est le rapport du PN/PA. Typiquement, le matériau est considéré comme non générateur d'acide si le $\text{PN} / \text{PA} > 2,5$, ou incertain si $2,5 > \text{PN} / \text{PA} > 1$ et générateur d'acide si $\text{PN} / \text{PA} < 1$ (Adam et al., 1997).

2.2.2 Les essais cinétiques

Les essais cinétiques peuvent se dérouler en laboratoire ou sur le terrain, les essais sur le terrain permettent d'expérimenter à plus grande échelle et dans les conditions climatiques réelles du site. En laboratoire, les essais cinétiques simulent une altération naturelle et accélérée des rejets miniers dans des conditions contrôlées (Bouzahzah, 2013), ces essais accélèrent les taux d'altération fournissant ainsi des données d'étalonnage utiles pour les modèles prédictifs de drainage minier. Généralement, ces tests impliquent : la soumission d'échantillons à une lixiviation périodique, la collecte du drainage pour analyse, le calcul des taux de formation d'acide et d'épuisement des capacités de neutralisation, (Morin et al. 1995 ; Villeneuve 2004 ; Benzaazoua et al., 2004 ; MEND 2009; Villeneuve et al. 2009 ; Parbhakar-Fox et al, 2013). Les protocoles actuels de l'industrie utilisent des essais cinétiques pour prédire la chimie des lixiviats émanant des empilements de stériles et des résidus miniers.

Les essais cinétiques ont aussi pour but de vérifier les résultats obtenus à partir des essais statiques lorsque les résultats de ces derniers sont incertains. Les essais en colonne, les cellules humides et les cellules de terrain sont les plus utilisés pour la prédiction du DMA (Lapakko 2002 ; Frostad et

al. 2002 ; Sapsford et al. 2009 ; Plante 2012). Les essais cinétiques apportent beaucoup plus d'informations que les essais statiques. Ils permettent de renseigner sur la qualité du drainage du matériau, sur les taux des réactions d'oxydation-neutralisation, et d'évaluer éventuellement les phénomènes de précipitation secondaire qui peuvent avoir lieu pendant l'essai cinétique et qui ont une incidence directe sur la qualité des eaux (Bouzahzah, 2013). Plus de détails sur les essais cinétiques peuvent être trouvés dans Aubertin et al. (2002a) et les travaux de Villeneuve (2004).

Les cellules d'humidité (Fig. 2-2) représentent un test standardisé (ASTM D5744-07) dans des conditions entièrement oxygénées avec un rinçage périodique des produits de réaction (par exemple, Lapakko, 2002, Benzaazoua et al., 2004). Ce test a été développé dans le but de fournir des conditions de réaction bien contrôlées et de fournir des résultats reproductibles (Villeneuve 2004). L'essai cinétique en cellule humide nécessite environ 1kg d'échantillon sec, l'échantillon est rincé deux fois par semaine avec 500 mL ou 1L d'eau déionisée. Par la suite un premier cycle de 3 jours commence en envoyant sur l'échantillon de l'air sec, suivit d'un deuxième cycle de trois jours où l'air est humidifié.



Figure 2-2 : Cellule d'humidité, tiré de Villeneuve, 2004

Les essais en colonnes (Fig. 2-3) diffèrent des cellules d'humidité car elles sont conçues pour permettre aux contaminants libérés par les minéraux primaires de précipiter à leurs taux naturels en tant que minéraux secondaires (Price, 2009). En fournissant des informations sur les effets combinés des minéraux primaires et secondaires, les colonnes donnent une mesure plus précise de la chimie du drainage. De plus, les essais en colonnes peuvent également être modifiés pour simuler

les effets des conditions climatiques propres au site ainsi que les mesures d'atténuation telles que les amendements et des techniques de restauration. Aucune norme n'est disponible pour les essais en colonne.



Figure 2-3 : Photo d'une colonne utilisée comme essai cinétique de prédiction du DMA ou du DNC tiré de (Villeneuve, 2004)

Les résultats des essais cinétiques sont fréquemment utilisés en combinaison avec des données provenant d'essais statiques, d'analyses minéralogiques et de modélisation géochimique pour évaluer la composition des lixiviats ainsi que leurs contrôles géochimiques et afin d'effectuer une prévision de la qualité de l'eau pour diverses conditions.

D'autre part, les résultats d'une étude de Parbhakar-Fox et al. (2013) ont démontré que l'oxydation des sulfures est fortement influencée par la morphologie des minéraux sulfureux, leur teneur en éléments traces, la présence de micro-inclusions minérales et les interactions galvaniques avec d'autres minéraux sulfurés. Cette contribution démontre la valeur de l'intégration de la minéralogie et des analyses microtexturales lors d'essais cinétiques afin d'améliorer l'interprétation de l'oxydation des sulfures pour une meilleure prédiction du drainage.

2.3 Mouvement de l'eau en milieu poreux saturé et non-saturé

La question de la prédiction du mouvement des fluides en zone saturée/non-saturée est importante dans de nombreux domaines, allant de l'agriculture, l'hydrogéologie jusqu'aux applications plus techniques telles que la disposition et la restauration des résidus miniers. Dans les parcs, les résidus sont entreposés sur de grandes surfaces, dont le fond est habituellement composé d'un sol possédant une très faible perméabilité ou d'une géomembrane possédant la même caractéristique, et ils sont entourés d'une digue permettant le contrôle des exfiltrations à l'extérieur du site.

Le degré de saturation des résidus miniers à l'intérieur du parc varie selon leur position topographique à l'intérieur du site et est fortement dépendant des conditions climatiques environnantes. Les résidus en profondeur sont habituellement dans un état saturé puisqu'ils se trouvent sous le niveau de la nappe phréatique. Les résidus déposés à la surface du parc se retrouvent fréquemment à l'état non-saturé, car ils sont en contact avec l'atmosphère et subissent de l'évaporation.

Le sol comme les résidus miniers peuvent être considérés comme un système hétérogène complexe composé de trois phases : la phase solide constituée par les particules du sol (minéraux), la phase liquide composée d'eau et la phase gazeuse représentée essentiellement par l'air. Lorsque la phase gazeuse est absente de la matrice poreuse, le milieu est dit saturé comme dans le cas des nappes d'eau souterraines. À proximité de la surface, le sol présente des zones plus ou moins humides assimilées à des milieux poreux non-saturés (Figure 2-4).

Plusieurs paramètres permettent de caractériser le sol en tant que milieu poreux : la courbe granulométrique renseigne sur la proportion relative des différentes tailles de particules (argile, silt, sable et gravier) formant la structure du sol. La porosité (n) traduit l'importance de l'espace occupé par les pores et remplis de différents constituants, liquides et gazeux. Le degré de saturation (S_r) nous donne la proportion des pores qui sont occupées par l'eau. Dans un sol saturé ($S_r=1$), tous les vides sont remplis par l'eau donc la teneur en eau volumique du sol (θ_w) est égale à la porosité du sol selon :

$$\theta_w = n S_r \quad (2.18)$$

La porosité, n , est reliée à l'indice des vides, e , par l'équation :

$$e = \frac{n}{1-n} = \frac{wGs}{S_r} \quad (2.19)$$

où w est la teneur en eau massique et G_s est densité relative.

2.3.1 Écoulement de l'eau en milieu poreux saturé

-La loi de Darcy

L'eau se déplace dans le sol en réponse aux gradients d'énergie. Ces gradients sont communément dus à des gradients d'énergie mécanique la charge hydraulique totale (h) comprenant la pression hydraulique (p) et la charge de gravité (z). La relation entre le flux unitaire d'eau en réponse à un gradient d'énergie mécanique (i) est communément appelée

loi de Darcy (Hillel, 1998 ; Fredlund et al., 2012).

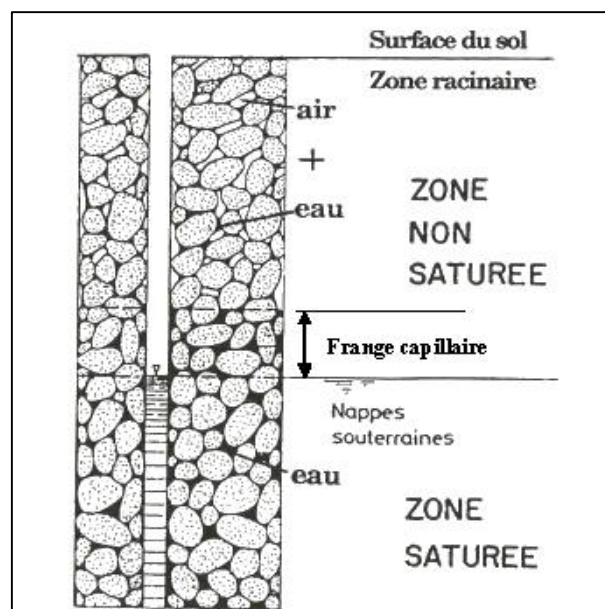


Figure 2-4 : Distinction entre la zone saturée et la zone non-saturée, tiré de Musy, 2005

La conductivité hydraulique, un coefficient défini par la loi de Darcy, correspond au débit Q (m^3s^{-1}) traversant une unité de section A (m^2), sous l'effet d'un gradient hydraulique unitaire (i).

La loi de Darcy s'écrit :

$$Q/A = K \cdot i \quad (2.20)$$

Et comme $q = Q/A$ on obtient une expression pour la vitesse d'écoulement

$$\text{ou sous la forme d'un débit spécifique : } q = -K \cdot i \quad (2.21)$$

où : q et K (m s^{-1})

Ce débit spécifique est en fait un flux et il désigne ce qui sort, donc le signe négatif illustre le sens de l'écoulement.

-Mesure de la conductivité hydraulique saturée (k_{sat})

La conductivité hydraulique K caractérise la facilité d'une formation géologique à laisser l'eau s'écouler. Elle offre une représentation ponctuelle d'un milieu aquifère, mais présente d'importantes variations latérales et verticales en fonction de l'hétérogénéité granulaire des matériaux concernés et de la densité du réseau de fissures (Gilli et al. 2012).

Cette propriété des roches et des dépôts meubles de laisser passer l'eau de même que celle de retenir l'eau sont les propriétés hydrogéologiques les plus significatives et peuvent être déterminées en laboratoire à l'aide de perméamètres. Il en existe plusieurs types : Un perméamètre à parois rigides : à charge constante pour les matériaux à gros grains ($k_{\text{sat}} > 10^{-5} \text{ m/s}$) et à charge variable pour les matériaux fins ($k_{\text{sat}} < 10^{-5} \text{ m/s}$). Pour les matériaux possédant une perméabilité très faible ($k_{\text{sat}} < 10^{-6} \text{ m/s}$), l'emploi d'un perméamètre à parois flexibles appelé également cellule triaxiale est alors nécessaire. Sur le terrain, cette mesure peut être obtenue en procédant à des essais de pompage.

-Estimation de la conductivité hydraulique saturée

Dans les phases préliminaires des projets, il est possible d'estimer la valeur de la conductivité hydraulique saturée par des formules empiriques, surtout pour des matériaux granulaires comme les sables et graviers. Il y a plusieurs méthodes pour estimer k_{sat} dans sol fin ou grossier, plastique ou non (Chapuis et Aubertin, 2003; Chapuis, 2004). L'une des méthodes d'estimation de la conductivité hydraulique saturée est le modèle Kozeny-Carman modifié (KCM) (Mbonimpa et al., 2002a). Cette expression (eq. 2.21) basée sur les propriétés pédologiques des sols tient compte de la tortuosité et permet d'estimer k_{sat} dans la phase préliminaire des projets à l'aide de l'analyse granulométrique ainsi que l'indice des vides (e) du sol.

$$k_{\text{sat}} (\text{cm/s}) = 980 \frac{e^5}{1+e} C_u^{1/3} D_{10}^2 (\text{cm}) \quad (2.22)$$

D_{10} : diamètre des grains correspondant à 10% passant sur la courbe granulométrique [cm];

C_U : coefficient d'uniformité ($C_U = D_{60}/D_{10}$)

e : indice des vides

2.3.2 Écoulement de l'eau dans les matériaux poreux non-saturés

-La zone vadose

Située entre la surface du sol et la surface de la nappe phréatique (figure 2-5), la zone vadose est le lieu de transfert des fluides (eau, gaz, chaleur, contaminants), de la surface vers les eaux souterraines. Ainsi cette zone est régie par les équations d'écoulement en milieu non-saturé. Au niveau de la surface de la nappe phréatique la pression p est nulle puisque la pression interstitielle de l'eau u_w est égale à la pression interstitielle de l'air u_a .

L'une des caractéristique clé de la zone vadose est que la pression effective de l'eau du sol est négative ($-p=\psi$), elle est alors appelée succion ψ . Dans un sol non-saturé, le volume d'eau emmagasiné dans les vides varie avec la succion matricielle à l'intérieur des pores ψ , où succion matricielle est définie comme étant la différence entre la pression de l'air et la pression de l'eau : $u_a - u_w$. Ainsi au-dessus du niveau de la nappe, la pression interstitielle de l'eau est plus petite que la pression de l'air, ce qui engendre des succions positives (ψ). La charge hydraulique est alors calculée comme suit et est exprimée en unité de hauteur ou de pression :

$$h = \psi + z \quad (2.23)$$

où z est l'élévation par rapport à la nappe phréatique et ψ la succion

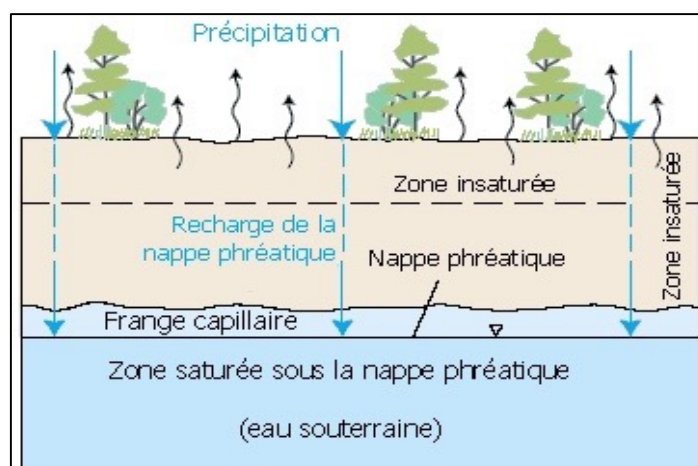


Figure 2-5 : Limites entre les différentes zones tiré de Agence de l'Eau Artois-Picardie, du U.S. Geological Survey

-L'équation de Richards

Le mouvement de l'eau dans un sol incompressible non-saturé à pression atmosphérique constante peut être décrit par l'équation de Richard (2.26) (Richards, 1931). Celle-ci a été formulée en appliquant la loi de Darcy dans le cas des écoulements non-saturés (2.24) et l'équation de continuité (2.25) qui stipule que la différence entre les débits entrant et sortant doit être égale à l'accumulation de l'eau dans un volume élémentaire par unité de temps (Hillel, 1980 ; Cosset, 2009 ; Lai et Ogden, 2015).

$$q_w = -k_w(\psi) \cdot i \quad (2.24)$$

$$\frac{\Delta \theta_w}{\Delta t} = - \frac{\Delta q}{\Delta z} \quad (2.25)$$

L'équation de Richard en 1 dimension dans la direction verticale est donnée par :

$$\frac{\partial \theta_w}{\partial t} = - \frac{\partial}{\partial z} \left(k_u(\psi) \frac{\partial \psi}{\partial z} \right) + \frac{\partial k_u(\psi)}{\partial z} \quad (2.26)$$

Avec :

θ_w : la teneur en eau volumique [m^3/m^3] ;

q_w : le débit unitaire d'eau ;

z : la profondeur [mm] ;

t : variation du temps [h].

$k_u(\psi)$: la conductivité hydraulique non-saturée en fonction de la succion [mm/h]

La solution de l'équation vise à trouver l'évolution dans le temps de θ_w et de ψ à toute position du système étudié soumis à des conditions initiales et frontières atmosphériques connues : tel que la température, les précipitations, la concentration en oxygène. Cette équation différentielle partielle non-linéaire ne possède pas de solution analytique. Elle possède deux inconnues dépendantes : la teneur en eau θ et la succion ψ et les relations entre θ , ψ et k_u sont hautement non-linéaires.

Les logiciels de modélisation sont requis pour résoudre l'équation de Richards. La résolution de ce problème mathématique requiert la définition d'un domaine assortis de conditions aux limites à charge hydraulique imposée et/ou à flux imposé sur les frontières et de conditions initiales (Belfort et al., 2013).

2.3.3 La courbe de rétention d'eau (CRE)

La courbe de rétention d'eau est la fonction qui décrit la variation de la teneur en eau volumique (θ_w) en fonction de la succion ψ qui est appliquée (Figure 2-6). La CRE est exprimée par les fonctions : θ_w - ψ ou S_r - ψ . Deux points importants sur cette courbe sont la pression d'entrée de l'air (AEV) ou ψ_a et la pression d'entrée d'eau (WEV) ou ψ_w , correspondent pour le premier au début de la désaturation et pour le second à la succion résiduelle ou au début du mouillage.

Des essais en laboratoire permettent d'obtenir plusieurs points (θ_w - ψ) au moyen de différents appareillages : la cellule de pression (tempe cell), la cellule triaxiale, la plaque de pression (pressure plate) et les solutions salines. Lors d'essais en colonnes, des mesures de la teneur en eau au moyen des sondes EC-5 et de la succion par tensiomètres ou sondes Watermark permettent aussi d'obtenir plusieurs points de θ_w en fonction de ψ (Bussière et al., 2007).

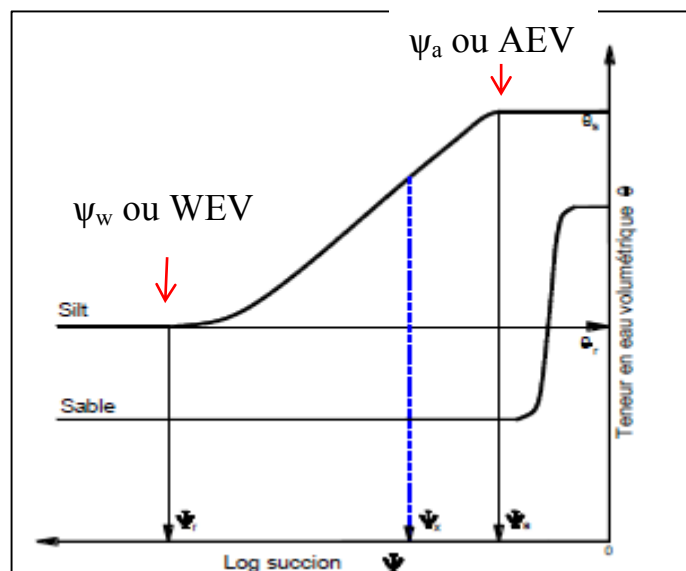


Figure 2-6 : Courbe de rétention d'eau CRE pour un silt et un sable, tirée de Aubertin et al., 2002b.

2.3.4 Estimation des propriétés hydrauliques des sols non-saturés

La loi de Darcy s'applique au sol, qu'il soit saturé ou non saturé. La principale différence, cependant, est que la conductivité hydraulique d'un sol saturé (k_{sat}) est souvent considérée comme constante tandis que la conductivité hydraulique d'un sol non saturé (k_u) change avec la teneur en

eau volumétrique. Lorsqu'une succion est appliquée à l'intérieur d'un matériau poreux, son degré de saturation diminue, une plus grande proportion des pores est remplie d'air et la résistance globale à l'écoulement augmente rapidement, ce qui diminue la conductivité hydraulique du milieu. L'obtention de la courbe de rétention d'eau étant l'étape préalable au calcul de la conductivité hydraulique non-saturée (k_u), plusieurs outils prédictifs ont été développés pour estimer la CRE (Haverkamp et al., 1999 ; Arya et al., 1999).

-Les modèles prédictifs de la CRE

Il existe différentes approches prédictives qui sont basées sur les propriétés géotechniques des sols granulaires (granulométrie, indice des vides) et éventuellement sur d'autres paramètres dans le cas des sols plastiques argileux (teneur en matière organique, minéralogie des argiles, capacité d'échange cationique) (Aubertin et al., 2003a).

Le modèle de Kovacs modifié (MK ; Aubertin et al., 1998 ; Mbonimpa et al., 2006b) est celui employé dans le logiciel VADOSE/W. Il s'appuie sur le modèle originalement proposé par Kovacs (1981). L'hypothèse de base est que la rétention d'eau est le résultat simultané des forces capillaires, la saturation capillaire S_c et d'adhésion S_a (Aubertin et al., 2003a). Les principales modifications à ce modèle ont servi à généraliser la fonction statistique décrivant la distribution de la taille des pores du milieu qui apparaît dans le composant S_c . Le modèle prédictif de Kovacs modifié (MK) pour les sols granulaires en conditions de drainage est décrit par les équations suivantes (Mbonimpa et al., 2006) :

$$S_r = \theta/n = 1 - (1 - S_a)(1 - S_c) \quad (2.27)$$

Avec :

$$S_c = 1 - [(h_{co}/\psi)^2 + 1]^m \exp[-m(h_{co}/\psi)^2] \quad (2.28)$$

et

$$S_a = a_c \left[1 - \frac{\ln(1 + \psi/\psi_r)}{\ln(1 + \psi_0/\psi_r)} \right] \frac{(h_{co}/\psi_n)^{2/3}}{e^{1/3}(\psi/\psi_n)^{1/6}} \quad (2.29)$$

Les crochets de Macauley sont définis comme étant : $\langle x \rangle = 0.5(x + |x|)$

L'équation (2.27) exprime le taux de saturation total S_r en combinant les composants de capillarité S_c et d'adhésion S_a .

ψ_n est un paramètre de normalisation des unités $\psi_n = 1$ cm lorsque ψ est donné en cm.

h_{co} est la remontée capillaire équivalente pour un sol granulaire est exprimée par :

$$h_{co} = \frac{0.75}{[1.17 \log(C_u) + 1]eD_{10}} \quad (2.30)$$

Où D_{10} est le diamètre correspondant à 10% de passant sur la courbe granulométrique cumulative et C_U le coefficient d'uniformité D_{10}/D_{60} . Dans les équation 2.27 à 2.30, h_{co} , D_{10} et ψ sont exprimés en cm.

$$a_c = 0,01$$

La succion résiduelle ψ_r (en cm) peut être estimée à partir de h_{co} par :

$$\psi_r = 0.8h_{co}^{1.2} \quad (2.31)$$

-Les modèles descriptifs de la CRE

Différents modèles ont été proposés dans la littérature pour décrire la courbe de rétention d'eau, (la relation entre ψ et θ_w) ainsi que l'évolution de la conductivité hydraulique en milieu non-saturé (la relation entre k et ψ). Ce sont les modèles descriptifs. Plusieurs modèles descriptifs de la courbe de rétention d'eau « best fit models » sont basés sur la formulation mathématique. Les modèles de van Genuchten-Mualem Van Genuchten (1980), Brooks-Corey (1964) et de Fredlund et Xing (1994) sont fréquemment utilisés.

La conductivité hydraulique non-saturée peut être estimée en assumant que le sol suit un modèle particulier de relation entre la succion et la teneur en eau. Par exemple, Brooks et Corey (1964) ont proposés l'équation pour calculer la teneur en eau effective ou réduite :

$$\theta_e = \frac{\theta_w - \theta_r}{\theta_s - \theta_r} = \left(\frac{\psi_a}{\psi} \right)^{\lambda_{BC}} \quad (2.32)$$

θ_s : teneur en eau à saturation ($m^3.m^{-3}$)

θ_r : la teneur en eau résiduelle ($m^3.m^{-3}$)

λ_{BC} : paramètre de lissage de la courbe relié à l'agencement des pores

Le modèle de van Genuchten-Mualem est donné ci-dessous :

La teneur en eau effective θ_e , reliant ψ et θ est donné par l'équation (2.32)

$$\theta_e = \frac{\theta - \theta_r}{\theta_s - \theta_r} = [1 + \alpha_v \psi^n]^{-m} \quad (2.33)$$

ψ : la pression de succion [cm]

α_v : un paramètre de forme lié à la taille moyenne des pores [cm^{-1}]

n : un paramètre lié à la distribution des tailles de pores

$$m = 1 - 1/n$$

Les modèles de B-C et de v-G qui sont intégrés dans le logiciel RETC (van Genuchten et al., 1991) utilisent une méthode non-linéaire des moindres carrées qui détermine automatiquement les paramètres α et n en déterminant le meilleur ajustement de l'équation (2.33) avec des données observées de rétention d'eau ($\theta_w - \psi$).

-La fonction de perméabilité

Les méthodes de terrain et de laboratoire pour caractériser (k_u) sont soit fastidieuses, longues ou comportent d'autres difficultés logistiques. Il est plus pratique d'estimer (k_u) au lieu de la mesurer au laboratoire ou sur le terrain (Weight, 2008).

Basé sur le modèle théorique des milieux poreux, van Genuchten (1978;1980) a développé une solution convenable, possédant une solution analytique pour calculer la conductivité qui doit être ajustée à une courbe de rétention d'eau mesurée. La fonction de conductivité hydraulique non saturée obtenue directement par modèle Mualem-van Genuchten (1980) (Mualem, 1976, 1986; van Genuchten *et al.*, 1991) est exprimé par l'équation suivante :

$$k_u = k_{\text{sat}} [1 - (1 - \theta_e^{(1/m)})^m]^2 (\theta_e)^{0.5} \quad (2.34)$$

2.4 Mouvements des gaz en milieu poreux

Le transport des gaz à travers les milieux poreux se produit principalement par diffusion et/ou advection à travers les espaces (pores) vides. Ritchie (1994) a démontré que le transport de l'oxygène est le facteur limitant de l'oxydation des sulfures dans les installations d'entreposage des rejets miniers. Les principaux mécanismes contribuant au flux d'air et au transport d'oxygène sont les suivants : la diffusion moléculaire qui se produit à cause des gradients de concentration, la convection qui a lieu sous l'influence des gradients de température ainsi que l'advection causée par

les gradients de pression. La convection et l'advection se produisent essentiellement dans les haldes à stériles et ils ont la capacité de déplacer l'air et l'oxygène en profondeur.

Dans les sols à grains fins non-saturés de faible perméabilité, comme les matériaux utilisés dans les recouvrements (silt, argile, résidus miniers) le transport de l'oxygène est généralement contrôlé par la diffusion moléculaire (Collin, 1987 Collin et Rasmuson, 1988; Nicholson et al., 1989; Yanful, 1993; Aachib, 1997; Mbonimpa et Aubertin, 2003; Aachib et al., 2004; Mbonimpa et al., 2003). Cette diffusion a lieu essentiellement dans la phase gazeuse (air), puisque la quantité d'oxygène pouvant être dissoute dans l'eau est limitée par la constante d'équilibre des gaz de Henry (pour O_2 $H \cong 0,03$) à 20°C. La concentration à l'équilibre de l'oxygène dans l'eau à 20°C ($C_w \approx 9,2$ mg/L), ce qui est environ 30 fois moins que la concentration à l'équilibre de l'oxygène dans l'air ($C \approx 276,7$ mg/L) à 20°C (Mihelcic, 1998).

2.4.1 La loi de Fick

La diffusion de l'oxygène est provoquée par un gradient de concentration résultant de l'appauvrissement en oxygène dû à l'oxydation des sulfures à l'intérieur du résidu comparativement à la surface exposée à l'oxygène de l'atmosphère.

La loi de Fick est souvent utilisée pour évaluer le transport diffusif autant dans la phase aqueuse que la phase gazeuse (Aachib et al, 2004). La diffusion moléculaire de l'oxygène gazeux est contrôlée par le gradient de concentration entre l'atmosphère et l'espace poreux. Pour le processus en 1-D, le flux d'oxygène est donné par la première loi de Fick tel que donné par (Hillel, 1998 ; Aachib et al., 2004) :

$$F(z, t) = -D_e \frac{\partial C(z, t)}{\partial z} \quad (2.35)$$

Où F est le flux d'oxygène en $[mol\ m^{-2}an^{-1}]$, D_e , le coefficient de diffusion effectif $[m^2\ an^{-1}]$, C est la concentration en gaz en $[mol\ m^{-3}]$, z la profondeur ou distance [m] et t le temps [an].

Sous des conditions transitoires, la distribution des concentration dans le temps et l'espace pour une diffusion à travers un milieu triphasique (eau-sol-air) inerte, à l'intérieur duquel l'oxygène n'est ni produit ni consommé est donnée par la résolution de l'équation différentielle en 1D représentant la deuxième loi de Fick (Aubertin et al. ; 2000 Aachib et al., 2004 ; Mbonimpa et al, 2003):

$$\theta_{eq} \frac{\partial C}{\partial t} = D_e \frac{\partial^2 C}{\partial z^2} \quad (2.36)$$

Où θ_{eq} est la teneur en eau équivalente [$m^3 m^{-3}$] qui est défini par Aubertin et al., (1999) dans le cas d'un transport simultané dans les phases liquide et solide.

$$\theta_{eq} = \theta_a + H\theta_w \quad (2.37)$$

Lorsque les résidus sont réactifs, la deuxième loi est modifiée et devient (Aubertin et al., 2000; Mbonimpa et al., 2003) :

$$\frac{\partial C}{\partial t} = D_e \frac{\partial^2 C}{\partial z^2} - K_r C \quad (2.38)$$

Dans laquelle un coefficient du taux de réaction effectif K_r [an^{-1}] est introduit pour tenir compte de la consommation d'oxygène qui a lieu dans les résidus réactifs.

2.4.2 Estimation des coefficients de diffusion effectif (D_e) et du taux de réaction (K_r)

Les modèles prédictifs peuvent être utiles en début de projet ou pour estimer les paramètres des équations de flux d' O_2 .

-L'estimation du coefficient de diffusion effectif (D_e)

La première et la deuxième loi de Fick comprennent un coefficient de diffusion spécifique aux propriétés du milieu de diffusion. On a souvent recourt à des méthodes indirectes permettant de prédire (D_e) à l'aide de certaines propriétés de bases des matériaux. Différents modèles d'estimation ont été développés utilisant des formules empiriques et semi-empiriques.

Le modèle semi-empirique de Millington et Shearer (1971) qui tient compte de la distribution des pores et de leur géométrie est un de ceux qui offre la meilleure performance. Celui-ci a été modifié par Collin (1987) et par la suite par Aubertin et al. (2000), Mbonimpa et al. (2003) et Aachib et al., (2004) qui proposèrent un modèle qui inclut aussi la diffusion de l'oxygène dans la phase aqueuse et s'écrivant sous la forme :

$$D_e = \frac{1}{n^2} (D_a^0 \theta_a^{Pa} + H D_w^0 \theta_w^{Pw}) \quad (2.39)$$

D_a^0 ($1,8 \times 10^{-5}$ m²/s) et D_w^0 ($2,5 \times 10^{-9}$ m²/s) représentent dans l'ordre les coefficients de diffusion de l'oxygène dans l'air et dans l'eau aux conditions ambiantes.

Les exposants p_a et p_w sont reliés à la tortuosité et donnés par les équations suivantes :

$$p_a = 1.201 \theta_a^3 - 1.515 \theta_a^2 + 0.987 \theta_a + 3.119$$

$$p_w = 1.201 \theta_w^3 - 1.515 \theta_w^2 + 0.987 \theta_w + 3.119$$

Dans plusieurs cas, on obtient de bonnes prédictions de la valeur en posant $p_a = p_w = 3.3$ (Aubertin et al., 2000 ; Mbonimpa et al., 2002a, 2003).

- L'estimation du coefficient du taux de réaction (K_r)

Le modèle de Collin (1987) est le plus utilisé pour déterminer le coefficient du taux de réaction dans le cas des rejets de concentrateur. Ce modèle simple est basé sur la cinétique de surface et dont le taux de réaction varie linéairement avec la proportion de résidus sulfureux. Cette expression semi-empirique tient compte de la porosité et de la surface réagissant par l'entremise du paramètre D_H (Aubertin et al., 1998; Mbonimpa et al., 2002a, 2003).

D_H peut être estimé à l'aide des paramètres de la courbe granulométrique (Aubertin et al., 1998 ; Mbonimpa et al., 2003, Gosselin, 2007) de la façon suivante :

$$D_H = [1 + 1,17 \log(C_u)] D_{10} \quad (2.40)$$

Selon le modèle, l'oxygène contenu dans l'air est donc librement disponible et est consommé en réagissant à la surface des grains de pyrite (Gosselin, 2007). Le matériau est constitué de grains non réactifs et de grains de pyrite de même diamètre équivalent D_H . On peut écrire l'équation de Collin (1987) de la manière suivante (Mbonimpa et al., 2003) :

$$K_r = K' \frac{6}{D_H} (1 - n) C_p \quad (2.41)$$

Avec K' la réactivité de la pyrite avec l'oxygène ($K' \approx 5 \times 10^{-10}$ m³ O₂/m²pyrite/s ou $4,3 \times 10^{-4}$ m³ O₂/m²pyrite/j) ;

C_p est la quantité de pyrite contenue dans le matériau sec (kg/kg).

Le modèle ci-dessus ne tient cependant pas compte du degré de saturation S_r ainsi que des autres facteurs qui influencent la vitesse de réaction. Le taux d'oxydation dépend de la nature minéralogique et électrochimique de la pyrite (Nicholson et al., 1989 ; Evangelou, 1995 ; Rimstidt

et Vaughan, 2003), de la transformation chimique superficielle des sulfures (présence de phases oxydées) et de la présence d'autre minéraux sulfureux, de la concentration en Fe^{3+} , de la concentration en O_2 , de la concentration en (ions H^+), de la température et de la présence de certaines bactéries.

2.4.3 Mesure des coefficients de diffusion effectif (D_e) et de réaction (K_r)

Le (D_e) pour l'oxygène doit être évalué soit par des mesures in-situ ou plus souvent par des tests de laboratoire. Plusieurs approches existent pour déterminer D_e en laboratoire, ces techniques ont été décrites par un certain nombre d'auteurs dont Yanful et al. (1999) et Aubertin et al. (2000).

Pour les matériaux réactifs, le coefficient de diffusion effectif ainsi que le coefficient de réaction sont mesurés simultanément. Le coefficient K_r des matériaux, qui mesure le taux de consommation d'oxygène par les minéraux sulfurés, peut être évaluée expérimentalement en utilisant des cellules de diffusion (Aubertin et al., 2000, Mbonimpa et al., 2003). Les cellules (figure 2.7) mesurent environ 10 cm de diamètre et 21 cm de hauteur et sont équipés de capteurs d'oxygène relié à un système d'acquisition. De l'air est introduit dans le réservoir source. La diminution de la concentration d'oxygène dans le réservoir source ainsi que l'augmentation de la concentration en oxygène dans la partie inférieure sont enregistrées. L'évolution des concentrations mesurées dans les deux réservoirs est utilisée, en combinaison avec le bilan de masse, pour déterminer D^* et K_r^* (ou D_e et K_r) par processus itératif, à l'aide de logiciels (ex. POLLUTE), (Mbonimpa et al., 2003 ; Demers et al., 2008).

En se basant sur les résultats expérimentaux obtenus en cellule de diffusion et/ou de consommation d'oxygène développé par Elberling et al. (1994), Gosselin (2007), Demers et al. (2009a) ont démontré que la saturation du milieu joue un rôle non négligeable dans la réactivité des matériaux sulfureux. Les auteurs montrent que les rejets sont plus réactifs pour une saturation comprise entre 20 et 80%, et le sont nettement moins quand la saturation est $<20\%$ ou $>80\%$. La réactivité est optimale pour un degré de saturation autour de 50%.

De même, les mesures expérimentales du D_e montre que ce dernier est fortement influencée par le degré de saturation et par la porosité. Dans les sols, le coefficient de diffusion effectif diminue à mesure que la teneur en eau augmente, et il atteint sa valeur minimale à pleine saturation.

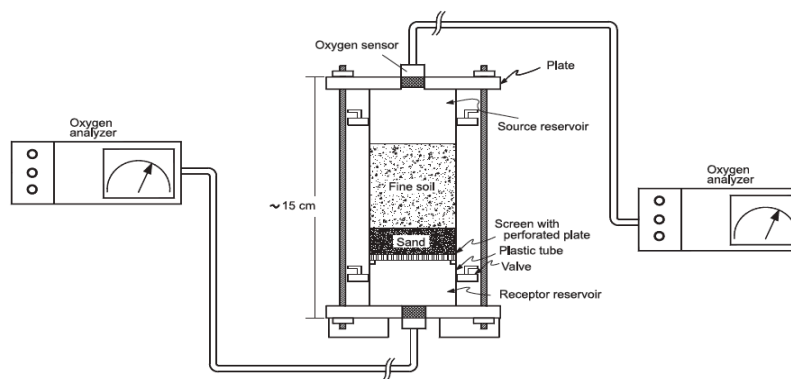


Figure 2-7 : Représentation schématique d'une cellule de diffusion, tiré de (Mbonimpa et al., 2003)

Tel qu'illustré à la figure 2-8, le degré de saturation à l'intérieur de l'espace poreux a aussi un effet très marqué sur le D_e , qui diminue d'environ 5 ordres de grandeur de l'air à des conditions entièrement saturées. Cette réduction de la diffusivité explique les avantages de maintenir des conditions presque entièrement saturées pour contrôler l'oxydation des sulfures.

Comme le flux d'oxygène disponible pour l'oxydation des sulfures est une fonction du coefficient de diffusion effectif et du gradient de concentration (première loi de Fick eq. 2.35), l'efficacité d'un recouvrement sera accrue lorsque le degré de saturation est élevé.

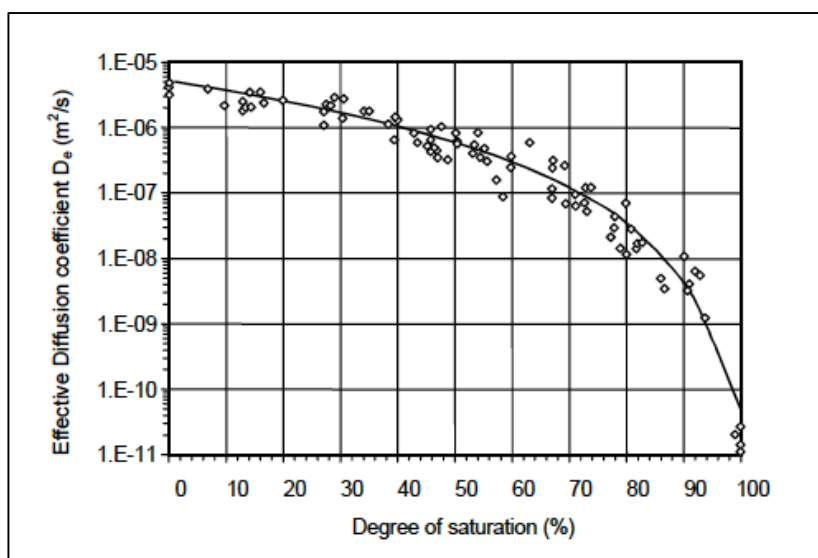


Figure 2-8 : Effet du degré de saturation sur le coefficient de diffusion effectif tiré de (Mbonimpa et al.2003)

2.5 Les méthodes de restauration

Les méthodes visant à prévenir la production de DMA des rejets miniers ont pour objectif d'éliminer, ou de réduire à des niveaux très faibles, la présence d'air (ou d'oxygène), d'eau ou de sulfures. Comme ces trois éléments sont les composantes principales des réactions d'oxydation (équations 2.1 à 2.6) produisant le DMA, en éliminant un ou plusieurs de ceux-ci, on peut empêcher l'oxydation des sulfures, et ainsi améliorer la qualité de l'eau de drainage. Dans ce qui suit, les principales techniques que l'on peut utiliser pour la fermeture de sites miniers générateurs de DMA seront résumés. Dans une région à climat tempéré et humide, tel qu'au Québec, recevant une importante quantité de précipitations, la principale fonction de la mise en place de ces recouvrements est d'empêcher le passage de l'oxygène atmosphérique vers les résidus réactifs.

Outre les conditions climatiques et hydrogéologiques du milieu, la réactivité des résidus est un des facteurs qui influence et dicte les objectifs de conception d'un recouvrement. En effet, tel qu'expliqué au début de ce chapitre, le potentiel de neutralisation (potentiel tampon), en maintenant un pH neutre, limite le taux d'oxydation et immobilise de nombreux métaux préoccupants. Bien que certains contaminants peuvent rester en solution à des concentrations élevées, ces concentrations sont beaucoup plus faibles que dans le cas de conditions acides. Il est donc évident que le niveau de réactivité ainsi que la capacité de neutralisation des résidus détermineront les objectifs de conception des recouvrements (MEND, 2004).

Des techniques de restauration mises en place en période post exploitation ou pendant l'exploitation (restauration progressive) des aires d'accumulation des résidus miniers peuvent contribuer à réduire le risque associé aux réactions géochimiques (MERN, 2016). Ces techniques sont basées sur le même principe, celui de la réduction du coefficient de diffusion effectif de l'oxygène afin de limiter l'oxydation des sulfures. On utilise les propriétés d'écoulement non-saturé des matériaux poreux pour réduire l'apport en O_2 . Les différentes techniques seront d'abord expliquées et ensuite, des exemples de cas seront présentés.

2.5.1 Les recouvrements en eau

Les couvertures d'eau peuvent être obtenues de diverses façons (figure 2-9). Il existe des exemples de sulfures déposés dans des plans d'eau naturels pour profiter des environnements de dépôt physiquement stables (Peacey et al., 2002). Bien que l'immersion soit clairement l'approche la plus

stable du point de vue géochimique, l'élimination sous-marine des résidus et des rejets dans les plans d'eau naturels, comme les lacs ou les milieux marins, peut être controversée (Vézina et Amyot 1999 ; Peacey et Yanful, 2003). Des fosses exploitées peuvent également être utilisées pour le dépôt sous l'eau et le stockage des résidus sulfureux. Dans d'autres cas, des structures de retenue (digues) sont utilisées pour élever ou contrôler les niveaux d'eau (MEND, 2004). Rappelons que le transfert diffusif d'oxygène dans l'eau est de l'ordre de 10 000 fois plus lent que le transfert diffusif dans l'air (coefficient de diffusion effectif dans l'eau stagnante à 25° C est d'environ $2 \times 10^{-9} \text{ m}^2/\text{s}$) (Aubertin et al., 2000).

Les conditions requises pour une couverture d'eau comprennent un climat avec un bilan hydrique positif, une stabilité physique à long terme des installations de confinement et des structures de sortie (avec une capacité suffisante pour traiter des événements extrêmes) et une profondeur d'eau suffisante pour empêcher la remise en suspension par le vent et les vagues (Adu-Wusu et al., 2001 ; Aubertin et al., 1997).

Les risques liés à la stabilité physique des ouvrages, la surveillance et la durabilité des matériaux à long terme doivent être considérés lors de la sélection de cette technique de restauration. De plus, des évaluations doivent être effectuées afin de ne pas contaminer les eaux souterraines par l'eau interstitielle.

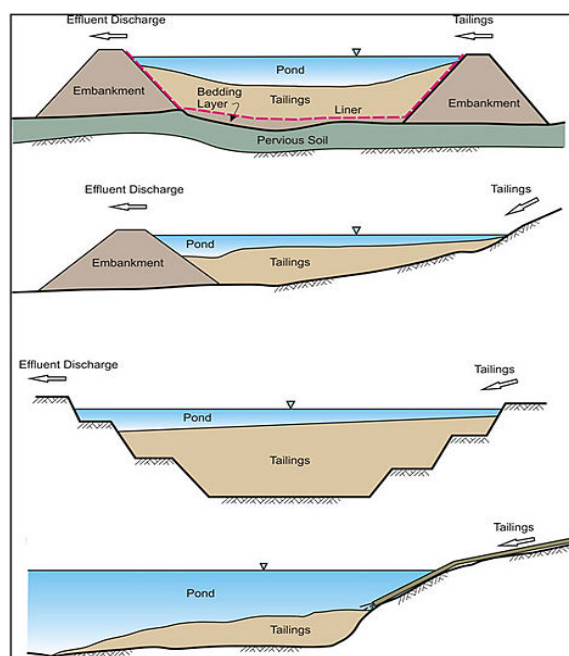


Figure 2-9 : Schéma de la déposition subaquatique des résidus miniers (GARD Guide, 2012)

2.5.2 Le recouvrement monocouche avec nappe surélevée

Les recouvrements faits d'une seule couche sont généralement peu efficaces à contrôler le DMA sauf s'ils sont mis en place avec une nappe phréatique surélevée. Le concept de la nappe phréatique surélevée (n.p.s) est de maintenir un degré élevé de saturation à l'intérieur des résidus pour ainsi réduire le taux de diffusion de l'oxygène et l'oxydation des sulfures. Le maintien de ce haut degré de saturation au niveau des résidus empêche le contact de l'oxygène de l'air avec les résidus miniers (Elberling et Nicholson 1996 ; Mbonimpa et al., 2003 ; Dagenais, 2005 ; Ouangrawa et al. 2006, 2010). Par conséquent, le drainage minier acide sera inhibé. L'effet du maintien d'une nappe phréatique surélevée sur la génération de DMA a été évaluée dans les travaux de Dagenais (2005) ; Ouangrawa (2006) ; Demers et al. (2008). Le niveau de la nappe phréatique est un des principaux paramètres influençant le flux d'oxygène (Dagenais et al., 2005). Pour avoir une bonne efficacité les résidus doivent atteindre un degré de saturation supérieur à 85%. Cela peut être réalisé en soulevant la nappe phréatique au-dessus du matériau générateur d'acide. Le niveau d'eau est contrôlé par l'élévation du déversoir du bassin de rétention de façon à maintenir la nappe phréatique à une profondeur équivalente à la moitié de l'AEV des résidus, tel que suggéré par Ouangrawa et al. (2006). La Figure 2-10 illustre cette technique.

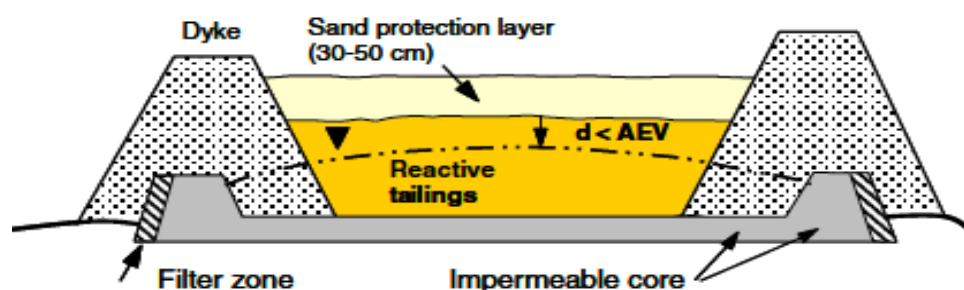


Figure 2-10 : Technique de la nappe surélevée , tiré de (Ouangrawa et al, 2006)

2.5.3 La couverture à effet de barrière capillaire (CEBC)

Le concept de barrière capillaire est couramment utilisé dans la conception de systèmes de recouvrements. Les CEBC typiques sont habituellement composées de trois couches dont une à faible perméabilité située entre deux couches à drainage rapide de granulométrie plus grossière.

Plus de détails sur les effets de barrière capillaire peuvent être trouvés dans la littérature (Nicholson et al., 1989 ; Aachib et al., 2004 ; Bussière et al., 2003). L'effet de barrière capillaire peut être obtenu lorsqu'un matériau fin recouvre un matériau plus grossier au-dessus de la nappe phréatique. La couche retenant l'humidité (fin) possède une conductivité hydraulique (k_{sat}) relativement faible par rapport à la couche de bris capillaire (grossier). La k_{sat} de la couche du dessus est de deux à trois ordres de grandeur inférieure à celle du matériau en dessous.

En raison du contraste entre les courbes de rétention d'eau des matériaux grossiers et fins, la couche de grossier du dessous se désature plus rapidement que la couche de fin. Le matériau grossier atteint la succion résiduelle plus rapidement et sa conductivité hydraulique devient alors considérablement plus faible que celle du matériau fin. L'eau dans le matériau fin recouvrant le matériau plus grossier ne s'écoule plus à cette succion et, par conséquent, il reste saturé. On considère habituellement que pour avoir une efficacité comparable à une couverture d'eau, la CEBC doit avoir une de ses couches à un degré de saturation supérieur à environ 85 à 90 % (Aachib et al., 2004). La diffusion (ou l'infiltration) de l'oxygène à travers la couche de matériel saturé est très faible, tel qu'indiqué sur la Fig. 2-8 par la forte diminution du D_e .

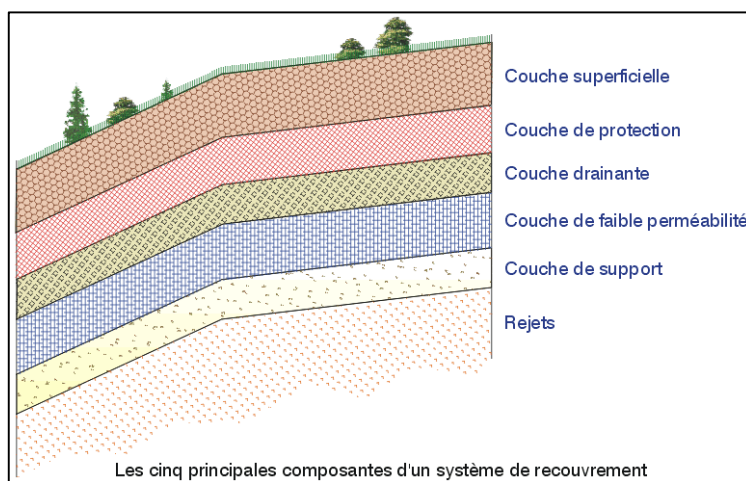


Figure 2-11 : Exemple de recouvrement multicouches, tiré de (Aubertin et al., 1995)

L'objectif principal d'installer des recouvrements sur les résidus réactifs est de minimiser la dégradation ultérieure de l'environnement récepteur après la fermeture de la mine. Plusieurs facteurs influencent et dictent souvent les objectifs de conception d'un recouvrement. Les facteurs clés sont les suivants : conditions climatiques ; réactivité des rejets ; type de rejets (c.-à-d. résidus ou roches stériles) ; milieu hydrogéologique.

2.5.4 Les approches de conception des recouvrements

Chaque site étant unique, la meilleure configuration pour sa restauration l'est également. Plusieurs étapes sont nécessaires pour le design et l'optimisation d'un recouvrement, tel que proposé par Aubertin et al. (2002) et illustré à la Figure 2-12. Cette série d'étapes, basées sur la modélisation physique et numérique, comprend la caractérisation préliminaire des matériaux du site et par la suite un concept préliminaire du recouvrement est réalisé. La modélisation physique, par essais en colonnes, est effectuée en début de projet et permet de calibrer un modèle numérique. Ce design préliminaire une fois ajusté aux propriétés des matériaux est suivi d'une modélisation numérique dans le but d'optimiser le design.

Cette méthodologie permet l'élaboration de recouvrements destiné à contrôler la production de DMA propres aux caractéristiques d'un site donné. La méthodologie décrite lie la performance prévue d'un recouvrement aux propriétés des matériaux, aux conditions climatiques et géographiques d'un site ainsi qu'aux multiples processus hydrogéochimiques se déroulant dans le système résidus/recouvrement. Une évaluation de la conformité est effectuée avant de passer à l'échelle intermédiaire et des boucles de rétroactions sont intégrées, ce qui permet des ajustements lorsque la performance est jugée inacceptable avant de passer à la conception finale.

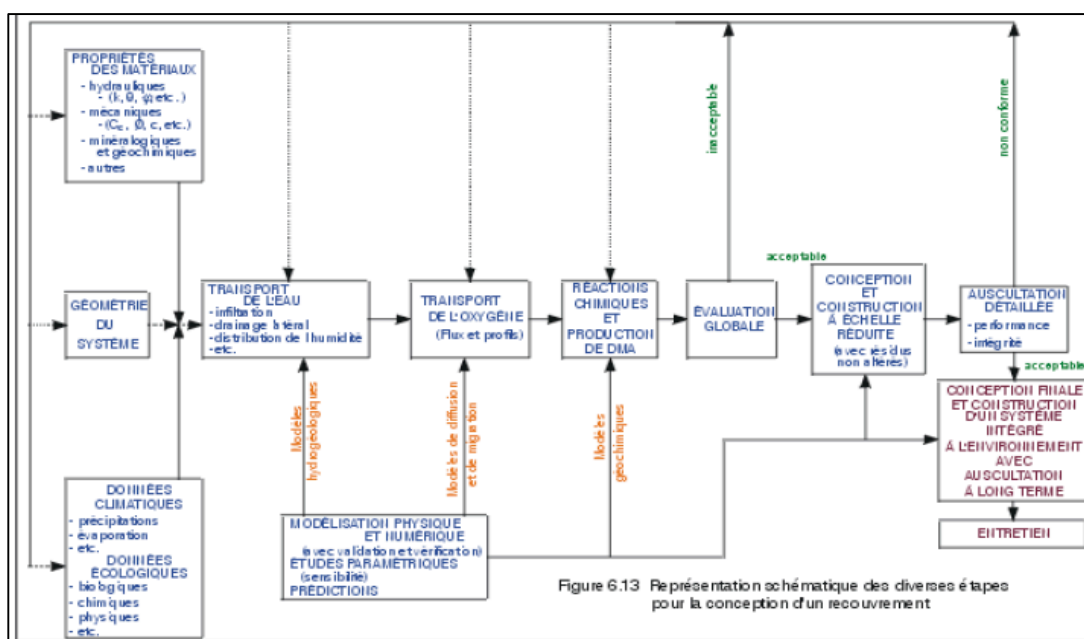


Figure 2-12 : Différentes étapes de conception d'une CEBC, tirée de Aubertin et al. (2002)

La réactivité des rejets est un facteur important dans la détermination des objectifs du recouvrement. La composition ainsi que les concentrations des contaminants dépendent de la capacité de neutralisation du système (c'est-à-dire de la capacité tampon des résidus ainsi que de l'eau résiduelle). S'il y a une alcalinité significative (potentiel tampon) dans les résidus, l'acidité libérée lors de l'oxydation des sulfures sera neutralisée, le pH sera maintenu neutre et de nombreux métaux seront immobiles (MEND, 2004). Il est donc évident que le niveau de réactivité et la capacité de neutralisation des rejets détermineront les objectifs de conception des recouvrements.

2.5.5 Les essais en laboratoire et sur le terrain

Les essais en colonnes sont une méthode de modélisation physique permettant de simuler en laboratoire la performance de recouvrements soumis à plusieurs cycles de rinçage pendant une durée approximative d'un an. Les colonnes (Figure 2-13) sont instrumentées permettant un suivi de différents paramètres tels que la succion et la teneur en eau. Les principaux paramètres suivis sont le pH, la présence de métaux dans les eaux de lixiviation ainsi que les concentrations en oxygène mesurées dans les différents recouvrements. La modélisation physique à petite échelle, au laboratoire permet la calibration des modèles numériques et par la suite une prédiction de l'efficacité des recouvrements en conditions réelle de terrain.

Habituellement, les colonnes qui contiennent des résidus miniers ont des diamètres qui se situent entre 10 et 15 cm et des hauteurs variant de 30 à 200 cm selon le type de recouvrement simulé. Les possibilités d'épaisseur, de nombre de couches ainsi que de matériaux constituant les recouvrements sont multiples. Parmi les matériaux formant les différentes couches il y a les sols naturels (sable, silt, argile, till), les stériles et les résidus miniers ainsi que les résidus miniers désulfurés, de plus divers amendements destinés à neutraliser l'acidité ou à consommer de l'oxygène peuvent être ajoutés.

Plusieurs essais en colonnes ont été réalisés dans des travaux récents, entre autres ceux de la chaire industrielle Polytechnique-UQAT en environnement et gestion des rejets miniers. Tout ces projets avaient comme objectif principal d'évaluer l'efficacité de plusieurs techniques de restauration et différents matériaux de recouvrement destinés à contrôler le DMA.

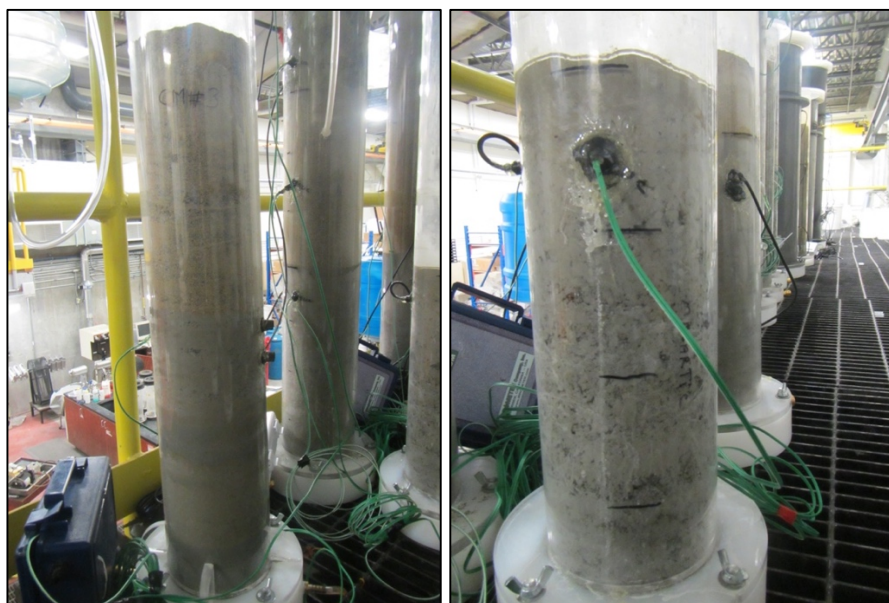


Figure 2-13 : Essais en colonnes instrumentées

Le tableau 2.1 (Pabst, 2011) compile certains de ces essais. La démonstration de l'utilisation avantageuse de résidus miniers faiblement sulfureux en tant que couche de rétention dans les CEBC ou dans les recouvrements avec n.p.s. pour limiter le drainage acide a été accomplis par Aachib (1997), Bussière et al. (2004), Demers et al. (2008).

L'efficacité d'un recouvrement peut être caractérisée par la capacité de la couverture de minimiser la perte d'un métal spécifique comparé à un contrôle non recouvert (Demers et al. 2008). L'efficacité des différents scénarios de recouvrement peut également être comparée en termes de flux d'oxygène atteignant les résidus sulfurés. Tel que mentionné, la fonction d'un recouvrement est de réduire le transport d'oxygène vers les résidus réactifs placés au-dessous, empêchant ainsi la formation du drainage minier. Une façon d'évaluer l'efficacité des recouvrements est de calculer le flux d'oxygène qui transite par le recouvrement avant d'atteindre les résidus miniers réactifs (Demers, 2008). Ces essais ont tous portés jusqu'à maintenant sur des résidus générateurs de DMA. Les critères de conception pour les résidus potentiellement générateurs de DNC restent à être déterminés.

Tableau 2.1 : Essais en colonnes pour la simulation de recouvrements en laboratoire modifié de Pabst (2011)

Projet	Objectif principal	Matériaux	Résultats
Yanful, 1999	Évaluation de l'efficacité de couvertures multicouches	- Résidus Waite Amulet Recouvrements : - Sable grossier, argile, sable fin	Le recouvrement est efficace pour prévenir une désaturation importante de l'argile, même après 150 jours de sécheresse.
Bussière et al., 2004	Évaluer l'efficacité d'une couverture faite de résidus réactifs mais non générateurs pour prévenir le DMA. Déterminer l'effet de la teneur en soufre résiduelle	Recouvrements : - Résidus désulfurés - Sable	Une CEBC faite avec une couche de rétention composée de résidus légèrement réactifs peut limiter la production de DMA. Ces résidus peuvent améliorer la capacité des CEBC à limiter la diffusion de l'oxygène en consommant une fraction de l'oxygène migrant.
Dagenais, 2005	Déterminer l'effet de la variation du niveau de la nappe sur l'oxydation et l'efficacité de la méthode de la nappe surélevée	- Résidus Lorraine - Résidus Aldermac - Mélange résidus Solbec-Manitou	La définition des relations entre les paramètres influençant le profil hydrique et le flux d'oxygène
Ouangrawa et al., 2006	Évaluer l'effet du maintien d'une nappe surélevée sur la production de DMA	-Résidus Louvicourt -Résidus Sigma -Mélange des deux résidus	Une nappe phréatique surélevée peut être très efficace pour réduire la production de DMA.
Demers, 2008 Demers et al., 2008a	Évaluation de la performance de recouvrements monocouches et de CEBC constitués de résidus désulfurés pour prévenir le DMA.	-Résidus Doyon Recouvrements : -Résidus désulfurés à divers teneurs en soufre	Les recouvrements faits de résidus désulfurés et ayant une nappe phréatique située dans les résidus générateurs d'acide ont été capables de contrôler la production de DMA.
Demers et al., 2008b	Vérification de la reproductibilité des essais en colonnes.		Une bonne reproductibilité des essais en colonne peut être obtenue avec une bonne méthodologie de mise en place.
Pabst, 2011	Évaluation de techniques de restauration appliquées à deux parcs à résidus miniers partiellement oxydés : les sites Manitou et Selbaie	Résidus réactifs Manitou et Selbaie Recouvrements : Résidus Goldex et till	L'installation d'une (CEBC) semble la meilleure solution pour limiter la génération de DMA.

2.5.6 Des exemples d'application des sites restaurés

Des exemples de restauration de sites miniers générateurs de DMA montrent qu'il est possible de limiter les impacts environnementaux par l'application de méthodes appropriées. Des recouvrements de type CEBC ont été installés avec succès sur quelques sites au Québec, dont le site LTA près de Val d'Or et le site Lorraine au Témiscamingue (Bussière et al., 2008). La technique de la nappe surélevée a été appliquée sur certains sites miniers, incluant les sites abandonnés Manitou-Goldex et Aldermac (Pabst, 2011; Bussière et al., 2011). Plusieurs travaux de restauration ont été effectués au Québec sur des aires d'entreposage de rejets miniers génératrices de DMA (Aubertin et al., 1995 ; Bussière et al., 2005), le Tableau 2.2 en résume quelques uns.

La CEBC construite au site minier LTA est composée de trois couches, dont la couche de rétention d'eau de 0,8 mètre d'épaisseur au centre du recouvrement est constituée de rejets miniers faiblement sulfureux de Malartic Golfield (non générateurs de DMA), qui consomment une partie de l'oxygène qui migre à travers le recouvrement. Le degré de saturation se maintient au-dessus de 85% dans la couche de rétention d'eau et pour la majeure partie du recouvrement (sauf dans les périodes de sécheresse en haut des pentes) les performances se situent également au-delà des critères de conception (Bussière et al., 2006).

La CEBC mise en place au site Lorraine est formée de trois couches de matériaux meubles naturels soient, de la base au sommet (Nastev et Aubertin, 2000) : un bris capillaire de 0,3 m d'épaisseur composé de sable, 0,5 m de silt agissant comme couche de rétention d'eau et une couche protectrice faite de sable avec gravier de 0,3 m d'épaisseur. Les résultats ont clairement démontré que la CEBC a commencé à remplir son rôle de barrière à l'oxygène après une période transitoire de deux années au cours desquelles la saturation graduelle de la couche de rétention d'eau s'est effectuée. Par la suite la valeur des flux d'oxygène mesurés à plusieurs endroits dans la couche s'est stabilisée à des valeurs inférieures aux objectifs de conception qui étaient de 20 à 40 g d'O₂/m²/an (Bussière et al., 2009).

Les travaux menés ces dernières années en laboratoire comme sur le terrain ont permis d'évaluer l'efficacité de recouvrements placés sur des résidus générateurs de DMA. Pour le DNC, les objectifs de performance restent à être évalués et c'est ce qui constitue l'objectif principal de ce projet de recherche.

Tableau 2.2 : Travaux de restauration sur des sites d'entreposage de résidus miniers

Site/localisation	Problématique	Technique de restauration	Année	Référence
East Sullivan / Abitibi- Témiscamingue	DMA	Barrière à l'oxygène avec des résidus forestier (>1m).	2005	Bussière et al., 2005
Lorraine/ Abitibi- Témiscamingue	DMA	Barrière à l'oxygène de type CEBC (30 cm de sable – 50 cm de silt – 30 cm de sable) et mise en place de drains calcaires.	1999	Dagenais et al., 2005
Somex/ Mauricie-Bois-Francis	DMA	Recouvrement étanche constitué d'un géocomposite bentonitique et d'une couche de protection de 1m de sable.	1995	Bussière et al., 2005
Solbec-Cupra / Estrie	DMA	Ennoiement de résidus oxydés avec chaulage des rejets avant la mise en place du recouvrement.	1994	Amyot et Vézina, 1997
Poirier/ Abitibi- Témiscamingue	DMA	Traitement de l'eau contaminée par chaulage, mise en place d'un recouvrement étanche constitué d'une géomembrane et d'une couche de protection de 1 m d'épaisseur.	2003	Maurice, 2002
Aldermac /Abitibi- Témiscamingue	DMA	Recouvrement étanche (géomembrane) et Recouvrement monocouche avec nappe surélevée	2011	Cyr, 2008
LTA/ Abitibi- Témiscamingue	DMA	CEBC	1995	Aubertin et al., 2002
Manitou-Goldex/ Abitibi- Témiscamingue	DMA	Recouvrement monocouche faits de rejets Goldex avec nappe surélevée	Début 2006	Pabst, 2011
Selbaie	DMA	Recouvrement 1m de till	2004	Pabst, 2011

CHAPITRE 3 : MATÉRIELS ET MÉTHODES

L'objectif général de ce projet de recherche consiste à évaluer le degré de performance requis pour le contrôle de résidus potentiellement générateurs de DNC. Ce degré de performance est déterminé par la mesure des flux d'oxygène parallèlement à qualité des eaux de lixiviation.

Pour atteindre cet objectif le projet se divise en trois volets :

- La caractérisation en laboratoire des résidus et des matériaux des recouvrements;
- L'étude en laboratoire de quatre configurations de recouvrements sur deux types de résidus au moyen d'essais en colonnes qui comprend les mesures de flux d'oxygène et de la qualité de l'eau ;
- Le démantèlement et les caractérisations post-essais

Les travaux de caractérisation des résidus miniers sont indispensables à la prédiction des impacts potentiels des sites d'entreposage sur l'environnement et sont l'une des premières étapes réalisées dans tout projet de gestion et de restauration. La connaissance des caractéristiques chimiques et du comportement hydrogéologique des matériaux utilisés dans les recouvrements est également nécessaire à l'élaboration de scénarios possibles pour la fermeture de ces sites. La caractérisation comprend la détermination des propriétés physiques, chimiques, hydrogéologiques et minéralogiques des résidus et des matériaux constituant les recouvrements.

Ce chapitre présente les matériaux utilisés dans les essais en colonnes incluant les résidus, un silt et un sable utilisés dans les recouvrements. Les méthodes employées afin de caractériser ces matériaux ainsi que les résultats de la caractérisation sont présentés en premier lieu. Ensuite, la description du montage, de l'instrumentation, des méthodes de suivis et d'analyses pour les essais en colonnes sont décrites. Une brève mise en contexte sur les sites de provenance des résidus miniers utilisés pour ce projet débute ce chapitre.

3.1 Les sites de provenance des résidus miniers : mise en contexte et échantillonnage

Les échantillons ont été prélevés sur deux sites : le parc à résidus minier de Joutel et le complexe minier Canadian Malartic. Il est important de mentionner ici que ces échantillons ne sont pas représentatifs des parcs à résidus en entier, ils constituent plutôt des échantillons ponctuels puisqu'ils ont été prélevés qu'à un seul endroit. Ces deux sites ont fait l'objet de nombreuses études

tant par des firmes de génie conseil que des universités dans le but d'élaborer des plans de gestion des résidus ou des scénarios de fermeture. Cependant ces études n'ont pas établi clairement le potentiel de génération de drainage minier à long terme.

3.1.1 Résidus miniers de Joutel

Le site d'Agnico Eagle se situe dans le canton de Joutel à 127 km au nord de la ville d'Amos. Il se trouve à l'extrémité SE du sillon Harricana-Turgeon dans la partie NW de la ceinture archéenne de l'Abitibi. Ce dépôt de pyrite aurifère a été exploité en souterrain de 1974 à 1993 par deux puits distants de 1,3 km, celui de Eagle et celui de Telbel. Le tonnage était de 6,7 Mt et le principal minéral exploité était l'or (Au) dont la teneur était de 6,5 g/t (Grenier et Sansfaçon, 2012). À l'échelle du gisement, la minéralisation aurifère est associée à un niveau de carbonates de fer. Celle-ci est comprise entre des tufs felsiques, des argilites et sédiments chimiques qui constituent l'éponte inférieure et des argilites carbonatées qui constituent l'éponte supérieure.

Le parc à résidus minier Joutel couvre une superficie de 120 ha et il peut être divisé en deux parties, l'ancien parc qui a été remplis avec les résidus Eagle (1974-1986), alors que le nouveau contient des résidus générés par la mine Telbel (1986-1994). Les deux types de résidus contiennent des minéraux sulfurés et ont un potentiel de neutralisation important (Blowes et al., 1997 ; Benzaazoua et al., 2004).

Blowes et al. (1994) ont conduit une étude de terrain, des échantillons ont été prélevés par forages dans l'ancien parc à résidus miniers de Joutel. Cette étude a permis de déterminer leur composition chimique et minéralogique ainsi que celle des eaux interstitielles. Les résidus renferment une proportion non négligeable (variant de 5,5 à 12,5%) de S_{sulfures} . Les minéraux sulfureux se retrouvent essentiellement sous forme de pyrite, de pyrrhotite et de traces d'arsénopyrite. Ces résidus sont riches en minéraux carbonatés ~30%, ce qui fait que le pH de l'eau demeure neutre tant dans la zone vadose que dans la zone saturée. Les concentrations en métaux dissouts dans les eaux interstitielles étaient basses.

L'estimation de l'abondance des carbonates à la DRX suggère que le ratio sidérite : dolomite-ankérite est approximativement 1 :1 et que la calcite constitue < 5% des carbonates totaux.

Il a été démontré par Blowes et al. (1998) que la zone d'oxydation active des résidus se situait dans les premiers 20-100 cm. L'oxydation en surface (20-40 cm) est limitée par la formation d'une

croûte d'hydroxydes sur les particules altérées qui a été observée. L'oxydation des résidus de surface est mise en évidence par la couleur brune, comparée à la couleur gris foncé des résidus en profondeur (voir figure 3-1). À l'échelle microscopique cette oxydation apparaît sous forme de goethite et autres (oxy)hydroxydes de Fe. Les calculs d'équilibre géochimiques avec MINTEQA2 Allison et al. (1990) ont indiqué que l'eau contenue dans les pores des résidus était supersaturée en goethite et autres (oxy)hydroxydes ferriques, hydroxydes de fer amorphes, lépodocrocite, jarosite et gypse (Blowes et al., 1998).

L'échantillonnage des gaz poreux avec un tube d'acier à des intervalles de profondeur de 10 cm et analysés subséquentement au chromatographe en phase gazeuse par Blowes et al. (1998) a démontré que pour trois endroits échantillonnés, la concentration en oxygène décroît rapidement de la concentration atmosphérique (20,9% vol.) à la surface jusqu'à $< 0.1\%$ vol. dans les premiers 50 cm des résidus. La conductivité hydraulique des résidus a aussi été évaluée, elle est de l'ordre 3×10^{-6} cm/s.

L'étude de Benzaazoua et al. (2004) a constitué principalement en la prédiction du potentiel de génération d'acidité par des essais cinétiques. Les résultats des analyses des eaux de lixiviation des cellules humides et des essais en colonnes ont été utilisés pour la prédiction d'après la méthode d'oxydation-neutralisation qui compare les quantités dissoutes de sulfates (S_{tot}) avec celles des carbonates ($\text{Ca} + \text{Mg} + \text{Mn}$). Cette méthode d'interprétation fonctionne bien pour des résidus à faible contenu en sulfures et des conditions de tests où la précipitation des espèces étudiées est minimale. En utilisant cette méthode, 3 échantillons ont été classifiés comme étant non générateurs d'acide, 2 étaient générateurs d'acide et 1 se situait dans la zone d'incertitude.

Les résultats des tests cinétiques ont démontré, que pour cette étude, le processus de neutralisation est principalement contrôlé par la dissolution des carbonates et le pH est demeuré élevé, supérieur à 7, tout au long de l'essai et pour tous les échantillons (Benzaazoua et al., 2004). Finalement, il a été déduit que les essais en colonnes sont plus adaptés à la prédiction de qualité de l'eau correspondant à un parc à résidus donné. Cependant, pour la détermination du potentiel de génération d'acide à moyen-long terme, les tests en cellules d'humidité sont mieux adaptés.

Les analyses des solutions de rinçage dans le temps ont permis de déterminer les teneurs de divers paramètres physico-chimiques et l'analyse post-démantèlement a permis de déceler les

phénomènes de précipitation. Ces essais cinétiques ont confirmé la présence d'une génération d'acide contrée par une neutralisation. Le potentiel d'oxydo-réduction (Eh) a évolué de 350 mV/ENH à 450-500 mV/ENH (Benzaazoua et al., 2004).

Lors des essais, les métaux normés ne se sont pas retrouvés en solution en quantités excédant les critères de la Directive 019. Dans la majorité des cas, les concentrations étaient même en deçà des limites de détection des tests choisis. Un seul échantillon a relâché des ions ferriques en solution (en moyenne 19 mg/L). En général, tel que démontré lors du démantèlement des colonnes, le fer a plutôt eu tendance à précipiter (Benzaazoua et al. 2004). La dissolution des silicates agit normalement peu dans le processus de neutralisation.

3.1.2 Résidus miniers de Canadian Malartic

La mine Canadian Malartic, une propriété conjointe des sociétés Agnico Eagle et Yamana Gold, est située immédiatement au sud de la zone de faille de Cadillac-Lader Lake dans la partie sud de la Ceinture de roches vertes archéenne de l'Abitibi. Cette mine à ciel ouvert, l'une des plus grandes mines aurifères en exploitation au Canada, a amorcé sa production commerciale en mai 2011; l'usine traite 55000 tonnes par jour. Les réserves prouvées et probables de la mine totalisent 3,86 millions d'onces d'or et 111 millions de tonnes titrant 1,08 gramme d'or la tonne.

Le gisement Canadian Malartic est un système aurifère archéen de basse teneur, qui consiste en un halo de pyrites riches en or disséminées dans des intrusions porphyriques felsiques à intermédiaires et dans des métasédiments altérés. Les ressources aurifères se retrouvent principalement à l'intérieur des roches sédimentaires clastiques altérées du Groupe de Pontiac (70%) qui recèlent une intrusion épizonale de monzodiorite porphyrique. Une partie du gisement est également encaissée dans les parties supérieures de l'intrusion porphyrique (30%) sous-jacente aux roches métasédimentaires encaissantes (Beaulieu, 2010). La partie centre nord de la propriété couvre la zone de faille sur une distance d'environ 3,5 kilomètres et se compose de méta volcanites mafiques à ultramafiques du groupe de Piché.

La minéralisation dans le gisement Canadian Malartic se présente sous la forme d'une enveloppe semi-continue de 1 à 3 % de pyrite, disséminée et en stockwork, contenant de l'or natif microscopique formant des inclusions arrondies d'un diamètre moyen de 15 microns. La pyrite est associée à des traces de chalcopryrite, de sphalérite, de molybdénite et de tellurures aurifères-

argentifères et argentifères (Fallara et al., 2000). L'altération dans les roches métasédimentaires est dominée par le métasomatisme potassique et se compose de biotite-feldspath potassique-carbonate à laquelle se surimpose, au coeur du gisement, de la silice-carbonate cryptocristalline. On observe aussi, en phases mineures, de la séricite, de la chlorite et de l'hématite ainsi que des traces de rutile, de célestine et de baryte.

La minéralisation ainsi que l'altération qui y est associée présente une variabilité spatiale au sein du gisement, ainsi les proportions de sulfures et de carbonates peuvent varier dans les différentes zones du gisement. Cela explique le fait que certains échantillons sont classés comme potentiellement générateur de drainage acide (PGA) alors que d'autres échantillons à l'intérieur du même gisement ne le sont pas.

À la suite des audiences publiques tenues par le Bureau des audiences publiques sur l'environnement (BAPE) du Québec en juin et juillet 2016, le projet d'agrandissement de la mine a été accepté. D'ici 2028, la fosse aura une longueur d'environ 3750 m, une largeur maximale de près de 900 m et elle atteindra une profondeur moyenne de 410 mètres. La nouvelle superficie du parc à résidu projeté serait de 550 ha ou 637 ha en incluant les talus des bermes et les digues et sa profondeur maximale atteindrait 47 m (rapport BAPE, 2016). La restauration de ce type d'exploitation représente un défi de taille compte tenu des gigantesques quantités de résidus et de stériles miniers qu'elle génère.

À la fin de 2012, un programme de caractérisation géochimique des stériles, du minerai et des résidus a été entrepris à la mine Canadian Malartic. Des échantillons ont été prélevés dans les secteurs Canadian Malartic, Gouldie et Barnat. Des résidus ont également été prélevés à l'usine de traitement du minerai. L'objectif de ce programme était d'évaluer les propriétés géochimiques du minerai, des résidus et des stériles quant à leur risque de générer un drainage minier acide et/ou de relarguer des contaminants.

Cette étude a permis une évaluation plus poussée du potentiel de génération d'acidité et les résultats obtenus suggèrent que la majorité des résidus, des stériles et du minerai sont classés comme potentiellement acidogènes selon la directive 019. En outre, une forte proportion du minerai, des résidus et des stériles est classée comme lixiviable suite aux essais TCLP (Golder, 2014). Cependant ces résultats n'ont pas été corroborés avec les essais cinétiques ni les essais SPLP qui sont jugés plus représentatifs des conditions anticipées au site. Ainsi, ces firmes de génie conseil

ont jugé le potentiel de lixiviation comme étant faible, tant qu'il n'y a pas de génération d'acidité. L'incertitude des résultats a donné suite à une recommandation d'effectuer d'autres essais cinétiques. Dans cette optique, plusieurs scénarios de recouvrement pour le parc à résidus et les haldes à stériles sur surface horizontale et sur surface inclinée ont été recommandés et font l'objet d'un projet de recherche présentement en cours et réalisé avec l'URSTM. Des cellules de terrain ont été construites afin de tester plusieurs scénarios de recouvrement et d'obtenir une évaluation de la réactivité des matériaux ainsi que la cinétique des réactions d'oxydation et de neutralisation ayant lieu dans les conditions réelles de terrain.

3.1.3 Échantillonnage des matériaux

Les résidus du site minier Joutel ont été échantillonnés à la pelle dans l'ancien parc à résidus, la flèche rouge sur la Figure 3-1 indique l'emplacement de l'échantillonnage. L'objectif de l'étude étant d'observer la génération de drainage neutre contaminé pour des résidus non-oxydés, la sélection des matériaux s'est fait, d'après leur couleur et leur position.

Tel que mentionné, la zone d'oxydation active se situait entre 20 et 100 cm, après plus de 30 ans d'oxydation, ainsi les résidus de couleur gris foncé situés en profondeur ont été prélevés (Figure 3-1, à droite). Ces résidus ont été transportés dans des chaudières de 5 gallons fermées hermétiquement pour empêcher leur oxydation.

Les résidus de la mine Canadian Malartic, proviennent du parc à résidus (zone entourée de rouge sur la figure 3-2). Ils ont été échantillonnés par des employés de la mine et acheminés au laboratoire de l'UQAT.



Figure 3-1 : Photo satellite du parc à résidus Joutel avec flèche indiquant l'emplacement de l'échantillonnage et profil des résidus Joutel dans le parc lors de l'échantillonnage.

Au laboratoire, les résidus de Joutel et de Canadian Malartic ont été homogénéisés, pour ce faire, l'eau surnageante a été retirée de la surface des résidus et le contenu des 5 chaudières de résidus vidé sur une bâche et mélangés à l'aide d'une pelle. Environ 2 kg de chaque matériel a été prélevé sur un total ~ 120kg pour fin de caractérisation physique, chimique, hydrogéologique et minéralogique.

Le silt, utilisé en tant que couche de rétention d'humidité dans les CEBC, a été prélevé dans un banc d'emprunt sur un site de construction situé sur la rue Perreault Est à Rouyn-Noranda. Il a été transporté dans des sacs hermétiques jusqu'au laboratoire où il a été homogénéisé de la même façon que les résidus. Le sable utilisé comme couche de bris capillaire provient d'une carrière située près de Rouyn-Noranda et n'a subi aucun traitement avant d'être placé dans les colonnes.



Figure 3-2 : Photo satellite du Site minier Canadian Malartic

3.1.4 Préparation des échantillons

Ces échantillons ont ensuite fait l'objet d'une préparation spécifique aux méthodes d'analyses employées au laboratoire de l'URSTM, puis ils ont été analysés suivants les protocoles décrits dans les pages suivantes. La préparation et l'analyse des échantillons des matériaux utilisés dans les essais en colonnes ont été effectués en totalité dans les laboratoires de l'URSTM de l'Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue et les méthodologies de caractérisation employées sont présentées dans ce qui suit.

Avant de procéder à la caractérisation, chacun des matériaux mentionnés ci-haut, a fait l'objet d'une préparation par séchage calcul de la teneur en eau. Pour ce faire, les échantillons de résidus sont pesés et ensuite séchés 24 h dans une étuve à 45 °C. La masse du matériel sèche est alors pesée et la teneur en eau massique est calculée (méthode ASTM D2216-10). Les résidus et le silt secs ont ensuite été désagglomérés en les passant à travers un tamis d'une maille de 160 μm afin d'obtenir un échantillon sec dont la taille des grains est $< 200 \mu\text{m}$. Puis, les échantillons ont été divisés par la méthode de quartage et conservés dans des sachets en plastique jusqu'à l'analyse. La tableau 3.1 résume les analyses effectuées pour la caractérisation initiale des matériaux et les méthodes utilisées sont détaillées individuellement par la suite.

Tableau 3.1: Résumé de la caractérisation initiale des matériaux secs

Caractéristique	silt	sable	résidus Joutel	résidus C-M
CHIMIQUE				
Composition chimique par ICP			X	X
sulfates			X	X
soufre et carbone total			X	X
Essais statiques (PN)			X	X
MINÉRALOGIQUE				
Minéralogie diffraction rayons X			X	X
Microscope polarisant			X	X
MEB			X	X
HYDROGÉOLOGIQUE				
Conductivité hydraulique (Ksat)	X	X	X	X
Courbe de rétention d'eau (CRE)	X		X	X
PHYSIQUE				
Densité relative (Gs) ou (Dr)	X	X	X	X
Courbe granulométrique	X	X	X	X
Surface spécifique			X	X

3.2 Méthodologies d'analyses chimiques sur les échantillons solides

La qualité des eaux de lixiviation issues du contact avec les résidus miniers dans les colonnes est fonction de leurs compositions chimiques et minéralogiques. La quantification des éléments chimiques des résidus a permis de déceler les éléments problématiques même s'ils sont présents qu'à l'état de trace.

3.2.1 Analyse chimique élémentaire par ICP-AES :

Les échantillons de résidus solides ont fait l'objet d'une analyse complète des ions majeurs et mineurs par spectrométrie d'émission atomique à plasma inductif (ICP-AES). Les échantillons solides nécessitent une digestion préalable (mise en solution) avec quatre acides ($\text{HNO}_3/\text{Br}_2/\text{HF}/\text{HCl}$), la digestion est considérée comme totale. La solution résultante est analysée par (ICP-AES) pour 22 éléments : aluminium (Al), arsenic (As), baryum (Ba), béryllium (Be), bismuth (Bi), calcium (Ca), cadmium (Cd), cobalt (Co), chrome (Cr), cuivre (Cu), fer (Fe), magnésium (Mg), manganèse (Mn), molybdène (Mo), nickel (Ni), plomb (Pb), soufre (S), antimoine (Sb), sélénium (Se), étain (Sn), titane (Ti) et zinc (Zn). L'appareil utilisé est le modèle

Perkin Elmer Optima 3100 RL. Les métaux lourds tels que As, Be, Bi, Sb, Se, Te ont également été analysés par ICP-AES, mais la méthode de digestion est adaptée pour empêcher la volatilisation de ces métaux qui permet une meilleure récupération dans la plupart des cas.

Le principe de l'ICP-AES réside dans l'atomisation et l'excitation des éléments contenus dans une solution à l'aide d'un plasma d'argon. Lorsqu'un élément excité retrouve son état fondamental, il y a libération d'énergie sous forme de radiations électromagnétiques à des longueurs d'ondes qui sont propres à l'élément. L'intensité de ces radiations est directement proportionnelle à la concentration de l'élément dans la solution analysée. Un détecteur capte et enregistre simultanément les intensités des éléments choisis et un logiciel d'exploitation convertit ces intensités en concentrations suivant l'étalonnage quotidien. Le logiciel calcule alors le pourcentage massique de chacun des éléments (Skoog et Leary, 1992) à une précision de 1 ppm, en tenant compte de la masse initiale de l'échantillon, du volume final de la solution ainsi que sa concentration mesurée. L'expérience du laboratoire montre que les résultats produits par ICP-AES possèdent une erreur relative d'environ 5 % (Villeneuve, 2004).

3.2.2 Sulfates

Le principe est d'utiliser une solution d'acide chlorhydrique 40% pour dissoudre exclusivement les minéraux sulfatés. En effet, l'acide chlorhydrique, un acide réducteur, augmente la solubilité des sulfates, mais n'attaque pas les sulfures. La méthode utilisée est une adaptation de la méthode de Sobek et al. (1978). L'extraction des sulfates à l'acide chlorhydrique est suivie d'une lecture à l'ICP-AES de la solution résultante pour déterminer sa teneur en Sulfates avec une précision de 1 ppm. L'expérience du laboratoire montre que les résultats des mesures en sulfates par cette méthode possèdent une erreur relative d'environ 7 % sur les teneurs en sulfates mesurées (Villeneuve, 2004).

3.2.3 Carbone et soufre totaux par fournaise à induction

La connaissance des pourcentages en soufre, en carbone et en sulfates contenus dans les résidus est requise pour la prédiction de la qualité des eaux de drainage par essais statiques. La détermination du soufre et carbone totaux par fournaise à induction est une méthode qui fonctionne par la combustion d'un petit échantillon (~1 g) qui est chauffé à plus de 1650 °C. Une température aussi élevée cause la volatilisation des molécules de carbone et de soufre ainsi la plupart du carbone (C)

sera ainsi transformé en dioxyde de carbone (CO_2) et le carbone restant sera transformé en monoxyde de carbone (CO). Le soufre (S) quant à lui sera transformé en dioxyde de soufre (SO_2). Le flux est régularisé et introduit dans le détecteur infrarouge qu'une cellule spectrométrique à infrarouge quantifie par absorption selon les longueurs d'onde. Les teneurs en soufre et en carbone sont alors déduites par le détecteur de CO_2 , de CO et de SO_2 . L'appareil utilisé est un Eltra CS-2000 et la limite de détection de la méthode utilisée est de 0,04 % pour le carbone et 0,004 % pour le soufre.

3.2.4 Essais statiques

Tel que mentionné au chapitre 2, les essais statiques consistent à déterminer le potentiel de génération d'acidité (PGA) des résidus à l'aide d'un bilan acide-base (en anglais, Acid-Base Accounting, ou ABA). À cette fin, les résultats des essais statiques ont été interprétés par les méthodes qui sont mentionnées dans ce qui suit.

Le potentiel net de neutralisation (PNN) représente la différence entre le PN et le PA. Les critères de classification les plus courants pour l'interprétation des résultats sont les suivants (Morin et Hutt, 1997):

- PNN supérieur à +20 kg CaCO_3/t , l'échantillon est considéré comme non générateur d'acidité.
- PNN est inférieur à -20 kg de CaCO_3/t , l'échantillon est considéré comme générateur d'acide.
- PNN se situent entre -20 et +20 kg de CaCO_3/t , l'échantillon se trouve dans une zone incertaine.

Une autre façon d'évaluer ce potentiel de génération d'acidité est le RPA, qui est le rapport du PN/PA. Typiquement, le matériau est considéré comme non générateur d'acide si le $\text{PN} / \text{PA} > 2,5$, ou incertain si $2,5 > \text{PN} / \text{PA} > 1$ et générateur d'acide si $\text{PN} / \text{PA} < 1$ (Adam et al., 1997).

-Détermination PA (potentiel de génération d'acide)

Le potentiel de génération d'acide (PA) des résidus a été déterminé à l'aide du calcul suivant : $(\text{PA} = \%S \times 31,25)$. Le résultat est exprimé en kg CaCO_3/t

ou $\%S = S \text{ sulfures et } S \text{ sulfures} = \text{Stot} - S_{\text{sulfates}}$

-Détermination PN (potentiel de neutralisation)

Tel que mentionné dans la revue de littérature, le potentiel de neutralisation est une mesure de la capacité d'un résidu à neutraliser l'acide provenant de l'oxydation des sulfures. Le pouvoir de neutralisation provient en majeure partie des carbonates contenus dans le sol, notamment la calcite (CaCO_3) et la dolomite ($\text{CaMg}(\text{CO}_3)_2$). Les résidus contiennent une forte proportion de dolomite alors la méthode Sobek modifiée par Kwong et Ferguson (1997) a été utilisée pour la détermination du PN. Cette méthode est la même que celle de Lawrence et Wang (1996) décrite au chapitre 2, mais la durée de l'essai a été allongée pour passer de 48h à 1 semaine laissant suffisamment de temps à la dolomite, l'ankérite et la sidérite de se dissoudre (Bouzahzah, 2013).

Cette durée allongée, laisse suffisamment de temps à la dolomite de se dissoudre complètement et donne des résultats de PN plus représentatifs. Cependant, tel que mentionné auparavant, pour des échantillons contenant des carbonates de Fe et de Mn, cette méthode doit être utilisée avec précaution puisqu'elle ne tient pas compte de la diminution du PN associée à l'hydrolyse de ces éléments. De plus, les silicates pourraient n'être que partiellement altérés dans l'utilisation de cette méthode, alors leur contribution au PN n'est que partielle (Plante et al., 2012).

Les analyses détaillées de la composition minéralogique des résidus permettent d'obtenir une évaluation du potentiel de génération d'acidité par essai statique minéralogique. Les concentrations de minéraux utilisés pour la détermination du PA et du PN sont celles fournies par le Tableau 3.5 présentées ultérieurement. Le choix d'une méthode doit tenir compte de la minéralogie de l'échantillon. Pour les résidus à l'étude, celle qui a été retenue pour le calcul du PN minéralogique est celle proposée par Paktunc (1999b). Cette méthode permet de tenir compte de la présence d'éléments hydrolysables tel que le Fe et le Mn dans les carbonates mais elle ne tient pas compte de la contribution des silicates pour le calcul du PN qui est supposée négligeable à pH neutre. Les équations suivantes sont utilisées pour déterminer le PN et le PA et ils sont exprimés en $\text{kg CaCO}_3/\text{t}$:

$$PN = \sum_{i=1}^k \frac{10X_i \omega_a c_i}{n_{M,i} \omega_i} \quad (3.1)$$

$$PA = \sum_{i=1}^k \frac{10n_{M,a}X_t\omega_a}{\omega_t} \quad (3.2)$$

10: facteur de conversion (pour avoir des kg/tonne)

X_t : concentration du minéral t (% massique)

ω_a et ω_t : masse molaire de H_2SO_4 et du minéral t (g/mol)

$n_{M,a}$: nombre de mole de H_2SO_4 formée par l'oxydation d'une mole du sulfure t

$n_{M,t}$: nombre de moles du minéral t pour neutraliser 1 mole d'acide sulfurique

C_t : somme des coefficients stoechiométriques des cations non oxydables et/ou hydrolysables

k = nombre de minéraux neutralisants ou générant de l'acide

Les tableaux des calculs sont présentés en annexe.

3.3 Méthodologies pour la caractérisation minéralogique

Une évaluation détaillée incluant l'analyse des minéraux composant les résidus en portant une attention particulière à la composition et à la quantité des minéraux sulfurés afin d'identifier la source de la contamination a été effectuée. La présence de minéraux carbonatés qui agissent pour neutraliser la production d'acide est également une information critique qui a été obtenue et ces données incluent l'identification et la quantification des minéraux carbonatés et sulfurés. La présence d'autres minéraux de gangue, qui peuvent posséder un potentiel neutralisant est également évaluée, cependant à pH neutre leur contribution à la neutralisation est négligeable.

Les techniques classiques telles que la pétrographie optique, MEB-EDS et la DRX peuvent être utilisées pour identifier les minéraux dans de nombreux cas. Cependant, les trois techniques ont des limites : il est rarement possible d'identifier tous les minéraux et éléments traces optiquement, même pour un minéralogiste, toutes les phases ne peuvent pas être distinguées avec l'imagerie par MEB ou l'analyse qualitative EDS (Jamieson et al., 2015).

3.3.1 Diffraction des rayons X (DRX)

L'échantillon doit préalablement être micronisé, c'est-à-dire que la taille des grains est réduite à

une fraction micrométrique ($< 10\mu\text{m}$). Cette diminution de la taille des grains est effectuée afin d'éviter une orientation préférentielle des cristallites. La micronisation est faite dans l'isopropanol afin qu'il n'y ait pas précipitation de minéraux secondaires et pour faciliter le séchage par évaporation. Ensuite on prépare l'échantillon qui sera introduit dans l'appareil sous forme d'une poudre aplanie dans une coupelle.

Les analyses ont été réalisées sur un appareil Bruker A.X.S Advance D8 en mode $\theta/2\theta$ pour les angles de diffraction de 5° à 70° . L'interprétation du diffractogramme est effectuée à l'aide des logiciels EVA pour l'identification des phases minérales et du logiciel TOPAS pour la quantification. La méthode d'analyse minéralogique par diffraction des rayons X (DRX) est basée sur le principe que chaque minéral possède un ou plusieurs plans cristallographiques caractéristiques qui provoquent une diffraction des rayons X. Le type d'arrangement géométrique 3D (réseau) et les distances entre atomes (taille de la maille, typiquement de quelques Å) constituent schématiquement une carte d'identité "unique" pour chaque composé. Le diffractomètre est un appareil qui permet de faire varier l'angle d'incidence d'un faisceau de rayons X monochromatique qui est diffracté par l'échantillon à certains angles spécifiques, suivant la loi de Bragg. L'enregistrement du signal par un détecteur adapté permet de visualiser les angles et intensités des pics de diffraction obtenus.

Pour chaque minéral, on observe un ou des pics caractéristiques sur le diffractogramme dont la hauteur sera proportionnelle à l'intensité de la diffraction (Klein et Hurlburt, 1985). L'indexation de ces pics est réalisée à l'aide de bases de données spécifiques permettant l'identification du (ou des) composé(s) en présence. Les logiciels récents d'analyse de diffractogrammes permettent la quantification à l'aide d'un ajustement mathématique aux données expérimentales du modèle mathématique de calcul de diffractogrammes de Rietveld (Taylor et Hinczak, 2001 ; Ruffell et Wiltshire 2004). La limite de détection du diffractomètre utilisé est de 1 %, celle-ci peut varier selon les phases minérales présentes dans l'échantillon (Rietveld, 1993). Cette méthode dite : « semi-quantitative » ne peut être utilisée seule pour donner des proportions exactes des minéraux composants les résidus, la précision absolue de cette méthode est d'environ 1% (Bouzahzah, 2013). La réconciliation avec les analyses chimiques est nécessaire pour obtenir des valeurs plus précises.

3.3.2 Microscopie optique MO

Pour la microscopie, les résidus observés ont préalablement être montés sur des sections polies. L'échantillon (~1 g) est mélangé avec la résine, il doit être le plus homogène possible et on doit éviter les bulles d'air. Après le durcissement de la résine, les sections sont démoulées et polies sur un disque rotatif. Le polissage s'effectue en plusieurs étapes successives visant à minimiser le relief à la surface de la section polie afin qu'elle soit aussi représentative que possible. La M.O sur section polie ne permet que l'observation des minéraux opaques alors les autres minéraux de la gangue ne peuvent être observés.

Le microscope optique est un système optique à lentilles utilisé afin d'obtenir une image agrandie de l'échantillon à observer. La microscopie en lumière réfléchiée est très utile en minéralogie car elle permet l'observation des minéraux opaques. Il y a deux types de lumières : polarisée et analysée. Le polariseur se situe entre l'illuminateur et l'objet à observer, tandis que l'analyseur est placé entre le groupe objectif et l'oculaire. Les propriétés optiques permettant d'identifier les minéraux sont la couleur, la forme, la dureté, le pouvoir réflecteur, le pléochroïsme, l'anisotropie et les réflexions internes. L'appareil utilisé au laboratoire de l'URSTM est le modèle Axio Imager.M2m de la compagnie Zeiss et il permet des grossissements jusqu'à 1000 fois la taille réelle et la prise de photos.

3.3.3 Microscope électronique à balayage MEB - Étude microstructurale et microanalyse

Le MEB produit des images de la surface des échantillons avec une résolution pouvant atteindre quelques nanomètres et une très grande profondeur de champ. Un canon à électron envoie un faisceau d'électrons à une énergie incidente qui balaie la surface de l'échantillon. Les différentes interactions entre le matériau balayé et le faisceau d'électrons sont l'émission d'électrons rétrodiffusés, d'électrons secondaires, d'électrons Auger et l'émission d'électrons transmis (Skoog et Leary, 1992).

Le détecteur est placé au niveau du front de la lentille finale, il récupère des électrons qui ont pratiquement la même énergie que celle des électrons incidents. Le rendement de la rétrodiffusion augmente avec l'augmentation du numéro atomique (Z) de l'atome cible. Ainsi, une zone cible

riche en un élément lourd apparaîtra sur l'image plus claire qu'une zone contenant un élément plus léger. L'image fournit donc des informations qualitatives sur les variations de composition chimique de la surface de l'échantillon et elle peut, dans certaines conditions, informer également sur la topographie (Xiao et Laplante 2004). L'appareil utilisé au laboratoire de l'URSTM est le modèle Hitachi S-3500N équipé d'un spectromètre EDS Link Oxford et il permet des grossissements jusqu'à 100 000 fois la taille réelle.

-Microanalyses X

La microanalyse apporte des informations utiles aux identifications minéralogiques. Le microscope MEB Hitachi S-3500N utilisé dans les présents travaux est équipé d'une sonde EDS de type Silicon Drift Detector (SDD) X-Max (20 mm²) d'Oxford Instruments. Cette sonde capte les rayons X provenant de la fluorescence X de l'échantillon lorsqu'il est bombardé par le faisceau d'électrons (Ammou, 1989). Cela permet une microanalyse chimique élémentaire de la surface de l'objet par la méthode EDS (Energy Dispersive X-ray Spectrometry). En fluorescence X, chaque élément possède des longueurs d'ondes spécifiques d'émission et l'intensité du pic d'émission pour une longueur d'onde donnée est proportionnelle à la concentration de l'élément. Ces analyses permettent de connaître la composition chimique globale (lorsqu'elle est effectuée sur une surface déterminée) ou ponctuelle ainsi que de faire de la cartographie élémentaire. Ces analyses sont toutefois limitées à des analyses semi quantitatives (Bouzahzah, 2013) d'une précision de l'ordre de 1%.

- Calculs minéralogiques

L'ensemble des informations obtenues par la DRX, les analyses du % soufre et carbone, et l'analyse chimique élémentaire à l'ICP, permet de faire des calculs et d'obtenir une minéralogie plus précise. En effet, en se basant sur ces différents résultats, le pourcentage en poids de chaque minéral peut être calculé avec précision à partir de la concentration d'un élément chimique traceur et de la stoechiométrie du minéral :

$$X_i = 100 \times \frac{At}{Bt}$$

Où :

X_i : proportion massique du minéral i dans l'échantillon (% p/p)

A_t : proportion massique de l'élément traceur t dans l'échantillon (%p/p) obtenue par analyse chimique totale

B_t : proportion massique de l'élément traceur t dans le minéral i (%p/p) obtenue par micro-analyse (MEB) ou teneur théorique dans le minéral.

3.4 Méthodologies pour la caractérisation hydrogéologique

La connaissance des propriétés hydrogéologiques des matériaux constituant les recouvrements et des résidus miniers est nécessaire afin d'évaluer leurs comportements dans les conditions hydrogéologiques des essais en colonnes. Ces propriétés conditionnent l'écoulement de l'eau : leur capacité à la laisser s'écouler est obtenue en mesurant la conductivité hydraulique saturée alors que leur capacité à retenir l'eau est obtenue par la courbe de rétention d'eau (CRE). Ces données sont aussi nécessaires pour la modélisation numérique des essais en colonnes.

3.4.1 Essais de perméabilité

L'essai de perméabilité consiste à mesurer le temps nécessaire à un volume de fluide pour parcourir la longueur de l'échantillon, sous une pression d'injection donnée (à charge constante) ou sous une pression d'injection variable (à charge variable). Trois types d'essais ont été réalisés au laboratoire afin de déterminer la conductivité hydraulique saturée (k_{sat}) des matériaux : les essais au perméamètre à parois rigides à charge constante (ASTM D2434-06) pour le sable et à charge variable pour les résidus (ASTM D5856-95), ainsi qu'un essai au perméamètre à parois flexibles (en cellule triaxiale) pour le silt suivant la norme (ASTM D5084-90). Le principe et la description de l'essai en cellule triaxiale (Figure 3-3) peuvent être trouvés dans la norme ASTM D5084-03.

Les essais sont tous réalisés avec de l'eau désaérée pour assurer la saturation complète des résidus (Green and Corey, 1971). Les valeurs mesurées de la conductivité hydraulique saturée sont comparées aux valeurs prédites au moyen du modèle de Kozeny Carman modifié (KC) (Mbonimpa et al., 2006).



Figure 3-3 : Cellule triaxiale

3.4.2 Courbe de rétention d'eau (CRE)

La courbe de rétention d'eau (CRE) des résidus a été déterminée à l'aide d'une cellule pressurisée ou Tempe cell (figure 3-4), qui permet de tracer la courbe de rétention d'eau en drainage d'un matériau. L'échantillon est mis en place dans un anneau de métal de 8,5 cm de diamètre et 6,0 cm de hauteur avec un fond équipé d'une plaque en céramique préalablement saturée. Avant de fermer la cellule, l'échantillon doit être complètement saturé. Par la suite, on ferme la cellule Tempe et on la pèse. Les essais en cellule de Tempe sont inspirés de la norme ASTM D3152-08 qui consiste à appliquer différents niveaux de pression gazeuse (de l'azote a été utilisé afin d'éviter l'oxydation des minéraux sulfureux) sur un matériau initialement saturé afin de faire sortir l'eau sous l'effet de différentes pressions appliquées. La pression appliquée est équivalente à la succion matricielle du sol.

Les pressions sont augmentées chaque jour, au début la pression est augmentée par paliers de 1 psi (6,9 kPa) jusqu'à atteindre 10 psi (69 kPa) pour mesurer l'AEV avec le plus de précision possible. Par la suite, la pression est augmentée par hausse de 5 psi (34,5 kPa) jusqu'à une pression de 40 psi (275,8 kPa). La pression de gaz appliquée par le haut de la cellule (flexible rouge sur figure 3-4) fait sortir l'eau interstitielle de l'échantillon par le bas de la cellule et la teneur en eau volumique du sol s'équilibre (diminue) avec l'augmentation de cette pression. La masse de la cellule est notée ainsi que la pression appliquée avant chaque hausse subséquente. Ces couples serviront à tracer la

courbe de rétention d'eau (CRE) qui consiste en un graphique de la teneur en eau volumique θ (ou du degré de saturation, S_r) en fonction de la succion ψ .

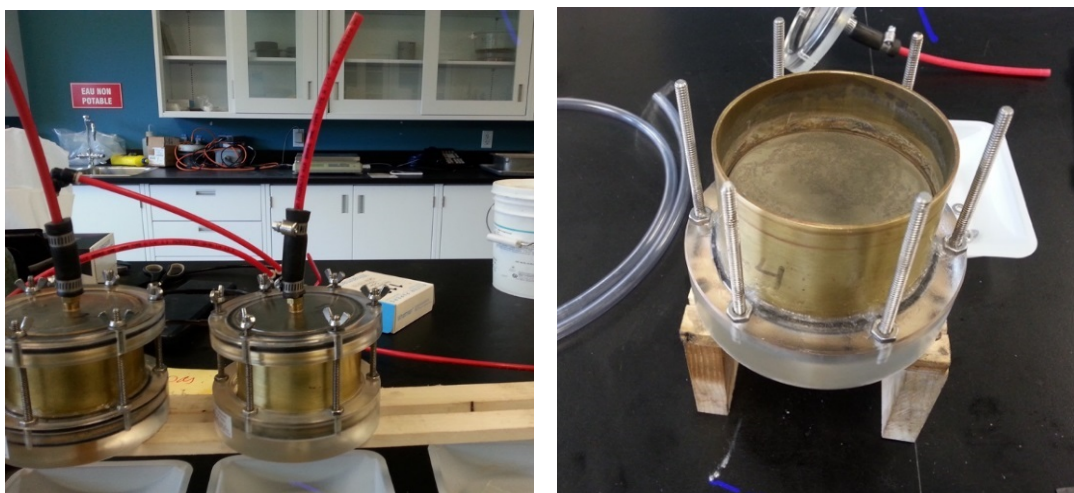


Figure 3-4 : Cellules Tempes lors de l'essais et démontage des cellules à droite

Lors du démontage des cellule (figure 3-4), on mesure la teneur en eau massique (w) de notre échantillon et on mesure aussi sa hauteur ainsi que le diamètre de l'échantillon pour calculer la variation de volume lors de l'essai. À partir de cette teneur en eau (w) finale, on peut calculer la teneur en eau volumique (θ) finale et ainsi calculer la variation de la teneur en eau volumique en fonction des pressions appliquées (qui sont directement convertie en succion (ψ)). On peut par la suite tracer la CRE à partir des valeurs mesurées de θ et de ψ . Les points expérimentaux des essais sont ensuite lissés avec l'équation de van Genuchten au moyen du logiciel RETC version 6.0, (van Genuchten et al. 1991) et la CRE est comparée à celle prédite par le modèle de Kovacs modifié (MKM) (Mbonimpa et al., 2006).

3.5 Méthodologies pour les propriétés physiques des matériaux

Les propriétés physiques qui comprennent l'analyse granulométrique et la surface spécifique sont des paramètres qui influencent le taux d'oxydation des sulfures. Tel que vu au chapitre 2, ils sont aussi utiles dans les calculs pour l'estimation ou la prédiction de propriétés hydrogéologiques.

3.5.1 Densité relative des grains (G_s)

La densité relative des grains (G_s) est obtenue en suivant la norme D854 (ASTM, 2000) à l'aide d'un pycnomètre à hélium (Micromeritics AccuPyc 1330). Dans cette analyse, une masse connue de résidus secs est introduite dans une chambre d'analyse. La chambre est ensuite pressurisée par ajout d'hélium jusqu'à une pression prédéterminée. L'appareil permet ensuite à l'hélium de traverser dans une chambre d'expansion à volume connu et mesure la pression d'équilibre. Par la loi des gaz parfaits, il est possible de calculer très précisément le volume de l'échantillon analysé. Le rapport masse sur volume donne directement la densité G_s . L'appareil calcule la densité du matériel avec une erreur de l'ordre de $\pm 0,01$ unité. La valeur de G_s est utilisée dans le calcul de plusieurs paramètres géotechniques.

3.5.2 Analyse granulométrique au laser Malvern (résidus et silt)

L'analyse granulométrique des échantillons est réalisée à l'aide d'un granulomètre laser Malvern Mastersizer. Cet appareil mesure la déviation d'un faisceau laser lorsqu'il passe au travers une suspension aqueuse du matériau à analyser. La déviation du laser dépend de la géométrie du grain avec lequel il y a incidence (Merkus 2009). Ce granulomètre laser ne peut être utilisé que pour une fraction granulométrique comprise entre $0,05 \mu\text{m}$ à $879 \mu\text{m}$. Une courbe de la distribution granulométrique des diamètres de $0,01$ à $1000 \mu\text{m}$ est alors obtenue avec une précision de $\pm 2 \%$ sur le diamètre des particules.

3.5.3 Analyse granulométrique par tamisage sec (sable)

Le principe de l'analyse par tamisage est de faire vibrer un échantillon de matériau à travers une série de tamis à mailles carrées dont les ouvertures vont en décroissant. Ce tamisage permet d'obtenir les proportions en gravier, sable et particules fines au sein du matériau. Les masses des différents refus et tamisas sont rapportées à la masse initiale du matériau. Les pourcentages ainsi obtenus sont exploités sous forme graphique, la courbe granulométrique. Cette courbe est tracée avec le % passant (massique) correspondant à chaque diamètre de particule du sol (échelle logarithmique). Les diamètres D_{10} et D_{60} sont utilisés pour caractériser la courbe granulométrique dont on obtient le coefficient d'uniformité C_u en divisant D_{60} par D_{10} .

3.5.4 Surface spécifique

Tel que mentionné précédemment, la surface spécifique d'un résidu est un facteur d'influence déterminant en ce qui concerne les taux de réaction des minéraux. Elles ont été mesurées à l'aide d'un analyseur Micromeritics Gemini III 2375. Au cours de l'analyse, un tube contenant une masse connue d'échantillon sec et un tube de référence vide sont plongés dans de l'azote liquide. Une pression de gaz (hélium ou azote) est alors ajoutée au deux tubes. Une partie du gaz dans le tube échantillon est adsorbée à la surface des grains de l'échantillon et occasionne une chute de pression dans le tube. Cette chute sera proportionnelle à la surface spécifique de l'échantillon et cette chute de pression est compensée par un ajout de gaz mesuré. Les calculs pour obtenir la surface spécifique sont décrits par Brunauer, Emmett et Teller (1938), ou méthode BET. La surface spécifique est rapportée par l'appareil (m^2/g) avec une erreur absolue de $\pm 0,01 \text{ m}^2/\text{g}$.

3.6 Résultats de la caractérisation des matériaux

3.6.1 Les caractéristiques chimiques des résidus

Le tableau 3.2 présente les résultats des analyses chimiques élémentaires pour les deux résidus miniers utilisés dans ce projet. Les résultats de l'analyse complète sont présentés en annexe. Les concentrations élémentaires sont comparées au critère A des critères génériques pour les sols du Guide d'intervention - Protection des sols et réhabilitation des terrains contaminés. Le critère A correspond aux teneurs de fond naturelles des métaux et des métalloïdes dans les sols, ces teneurs varient peu dans les diverses régions géologiques du Québec.

L'analyse chimique a révélé que les éléments cuivre (Cu), nickel (Ni) et zinc (Zn) ne sont présents à l'état de trace dans les résidus Joutel soit : 45 ppm pour le Cu, 35 ppm pour le Ni et 70 ppm pour le Zn. Ces concentrations n'excèdent pas le critère A du Guide d'intervention - Protection des sols et réhabilitation des terrains contaminés. On dénote que ces mêmes éléments se retrouvent également à l'état de traces dans les résidus de Canadian Malartic soit : 50 ppm pour le Cu, 53 ppm pour le Ni et 75 ppm pour le Zn. Ces valeurs se situent près ou à l'intérieur des limites du critère A. L'arsenic (As) présent à une concentration de 456 ppm dans les résidus Joutel, dépasse le critère A pour cet élément, qui est de 6 ppm. Outre l'As, les éléments dépassant le critère A pour les résidus de Joutel sont : le Co, le Mn, le Mo et le Se. Pour ce qui est des résidus Canadian Malartic, les niveaux de Ba, de Cr, de Mo et de Se excèdent aussi le critère A.

Tableau 3.2: Composition chimique des résidus analysés par ICP-AES

Éléments	Résidus secs Joutel (mg/kg)	Résidus secs Malartic (mg/kg)	Critère A
As	456	<5	6
Ba	69	777	340
Ca	40450	19100	-----
Co	67	30	25
Cr	73	199	100
Cu	45	50	50
Fe	157700	34190	-----
Mg	16280	12240	-----
Mo	40	37	2
Mn	5181	401	1000
Ni	35	53	50
S	72880	9388	-----
Se	6	42	1
Zn	70	75	140

Pour les éléments majeurs, le soufre (S) est présent à 7,29% et 0,94% dans les résidus de Joutel et de Canadian Malartic respectivement alors que pour le calcium (Ca) la concentration est de 4,05% dans les résidus Joutel et de 1,91% pour les résidus Canadian Malartic. Le magnésium (Mg) est présent à 1,6% dans les résidus Joutel et à 1,2% dans les résidus Canadian Malartic.

3.6.2 Carbone et soufre totaux par fournaise à induction

Tel que démontré par les résultats d'analyses en carbone et soufre totaux ainsi que le soufre sulfates (Tableau 3.3), les résidus de Joutel contiennent près de 10 fois plus de S et C totaux que ceux de Canadian Malartic. Aussi, l'analyse en sulfates a démontré qu'une faible quantité de soufre est présente sous forme de sulfates dans les résidus de Joutel. Les pourcentages en soufre correspondent de près avec les résultats des analyses chimiques élémentaires présentées au Tableau 3.2.

Tableau 3.3: Pourcentages de soufre et carbone ainsi que soufre présent sous forme de sulfates

Éléments	C total	S total	S sulfates
Unités	% p/p	% p/p	% p/p
Résidus secs Malartic	0,43	0,84	0,00
Résidus secs Joutel	3,48	7,01	0,46

3.6.3 Bilan acide-base (ABA) et PNN

L'interprétation des tests statiques chimiques et minéralogiques effectuée par la méthode ABA classe les résidus Joutel potentiellement générateurs d'acide (PAG) et les résidus Canadian Malartic sont classés comme ayant un potentiel incertain. Les valeurs obtenues avec les deux méthodes sont semblables et elles sont inscrites au tableau 3.4.

Tableau 3.4: Valeurs des PA, PN ainsi que des PNN calculées (kg CaCO₃/t)

	PA	PN	PNN	Paktunc PA	Paktunc CPN	Paktunc PNN
Joutel	205	104	-99	213	160	-53
Canadian Malartic	26	33	7	25	40	15

Les résultats obtenus avec la méthode de Paktunc ne considèrent pas l'apport des silicates dans le calcul du PNN. À pH neutre, leurs taux de réaction sont très lents, alors leur contribution est négligeable.

3.6.4 Composition minéralogique des résidus de Joutel et de Canadian Malartic

La composition minéralogique des deux résidus est fournie au tableau 3.5.

Tableau 3.5: Composition minéralogique des résidus Joutel et Canadian Malartic

Mineral	Formule	Résidus Joutel %massique	Résidus C-M %massique
SULFURES			
Pyrite	FeS_2	13	1,5
CARBONATES			
Calcite	CaCO_3	6	3
Dolomite	$\text{CaMg}(\text{CO}_3)_2$	8	1
Sidérite	FeCO_3	13	1
Rhodocrosite	MgCO_3		1
OXYDES			
Rutile	TiO_2	1	1
Hématite	Fe_2O_3		1
SILICATES			
Quartz	SiO_2	20	18
Albite	$\text{NaAlSi}_3\text{O}_8$	26	43
Orthoclase	KAlSi_3O_8		7
Muscovite	$\text{KAl}_2(\text{AlSi}_3)\text{O}_{10}(\text{OH},\text{F})_2$		5
Chlorite	$(\text{Fe},\text{Mg},\text{Al})_6(\text{Si},\text{Al})_4\text{O}_{10}(\text{OH})_8$	7	4
Biotite	$\text{K}(\text{Mg},\text{Fe})_3(\text{AlSi}_3\text{O}_{10})(\text{OH})_2$	1	7
Phlogopite	$\text{KMg}_3\text{AlSi}_3\text{O}_{10}(\text{OH})_2$		7
Actinolite	$\text{Ca}_2(\text{Mg},\text{Fe})_5\text{Si}_8\text{O}_{22}(\text{OH})_2$	1	
SULFATES			
Gypse	$\text{CaSO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$	1	

Tel qu'indiqué au tableau 3.2, les analyses chimiques élémentaires en Zn, Cu, Ni démontrent que ces métaux ne sont présents qu'à l'état de trace et dans les résidus de Joutel, la concentration en As est de 0,046%. À ces très faibles teneurs, les sulfures porteurs de ces éléments, tels que la sphalérite, la chalcoppyrite et l'arsénopyrite ne peuvent être détectés par la DRX. En conséquence, la presque totalité des sulfures sont présents sous forme de pyrite pour les deux résidus.

Les caractérisations chimiques et minéralogiques des résidus ont révélé l'abondance relative des minéraux carbonatés dans les résidus de Joutel et de Canadian Malartic. La minéralisation présente au départ dans une gangue riche en carbonates, confère aux résidus une bonne capacité de neutralisation de l'acidité produite par les sulfures. Tel que mentionné précédemment, à des pH près de la neutralité, les taux de dissolution des oxydes, des aluminosilicates et des silicates sont supposés être très faibles et leurs pouvoir de neutralisation négligeable.

Dans les résidus Joutel, la neutralisation est assurée par la dissolution des minéraux de gangue tels que les carbonates de Ca (calcite) et les carbonates de Ca-Mg (dolomite). Les carbonates de fer, présents sous forme de sidérite dans une proportion de (13%), compte pour la moitié des carbonates, ces derniers sont moins réactifs et ne fournissent finalement aucune neutralisation nette en raison de l'hydrolyse ultérieure de Fe dans des conditions oxydantes. La dissolution éventuelle à pH plus faible d'autres minéraux non carbonatés tels que les oxydes et les aluminosilicates présents dans ces résidus pourraient fournir une neutralisation supplémentaire si le pH des résidus devenait acide.

Dans les résidus Canadian Malartic, les deux principaux minéraux carbonatés participant à la neutralisation sont la calcite avec 3% et la dolomite avec 1%. D'autre part, les aluminosilicates représente 73% des résidus.

3.6.5 Observation et identification des minéraux et d'éléments en traces

D'autres techniques telles que la minéralogie optique en lumière réfléchi, le MEB avec microanalyses EDS ont été nécessaires pour identifier les minéraux et les éléments traces. La minéralogie optique permet l'observation de minéraux et d'éléments présents en traces associés à la pyrite et non détectés par la DRX. Ainsi, des observations au MEB couplées à des analyses chimiques ponctuelles par la sonde EDS ont permis l'identification de minéraux et d'éléments

composants des inclusions. Des traces d'arsenic disséminée à l'intérieur de la pyrite ont été détectées dans les résidus de Joutel (Figure 3-5).

L'analyse minutieuse des résidus a permis d'observer la présence de pyrrhotite (Figure 3-6) ainsi que des inclusions dans certains grains de pyrite (Figure 3-7) dans les résidus de Canadian Malartic.

Toute concentration de défauts du réseau cristallin dans un minéral tend à augmenter sa réactivité (Parbhakar-Fox et al., 2013). Cela ne peut généralement être évalué que par des travaux minéralogiques plus détaillés en portant une attention aux microstructures présentes dans les minéraux de pyrite. Ces défauts dans le réseau cristallin peuvent être attribuables à une déformation structurale ou à la présence d'éléments traces. Les minéraux riches en éléments traces qui subissent une dissolution sont généralement des sources de concentrations élevées de métaux dans le drainage (Savage et al., 2007).

Pour les résidus Joutel, une partie de la source de l'arsenic présente dans les eaux de lixiviation provient de traces d'arsenic dans la pyrite (Figure 3-5) qui a été mesurée à une concentration d'environ 1% dans plusieurs points analysés sur des grains de pyrite.

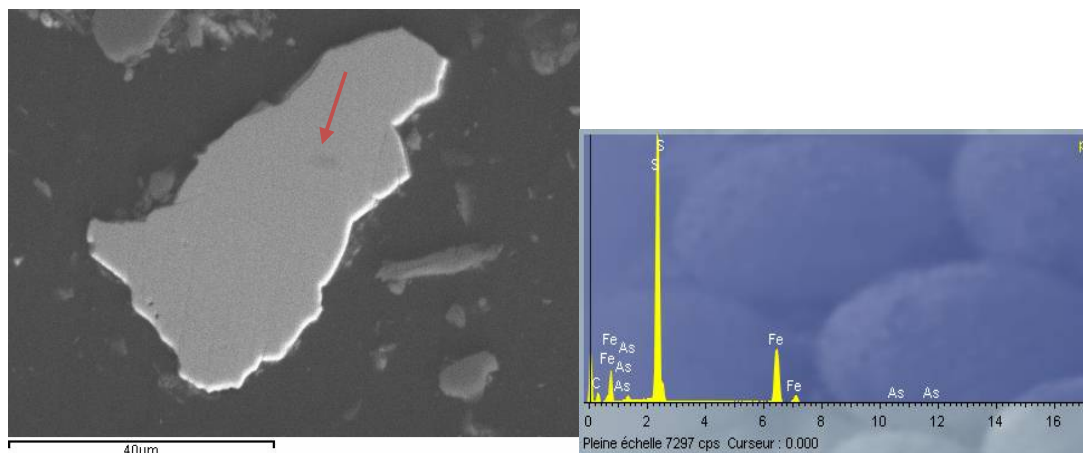


Figure 3-5 : Photo d'un grain de pyrite prise au MEB dans les résidus de Joutel.

La flèche indique un point légèrement plus foncé et la microanalyse de ce point a révélé des traces d'arsenic, tel qu'observé sur le spectre de la microanalyse. Aucun grain ou inclusion de sphalérite

ou d'arsénopyrite n'a été identifiée dans les résidus Joutel, bien que la présence d'arsénopyrite a été rapportée lors de précédentes études.



Figure 3-6 : Photo d'un grain de pyrrhotite partiellement altéré dans les résidus Canadian Malartic, prise au M.O en lumière réfléchi, polarisée.

L'analyse au MEB et les analyses ponctuelles par la sonde EDS ont permis d'identifier des traces de zinc (Figure 3-8) à l'intérieur d'une inclusion de chalcopryrite dans un grain de pyrite. D'autres inclusions présentes dans ce même grain de pyrite ont aussi révélé la présence de nickel (Ni).



Figure 3-7 : Photo d'un grain de pyrite avec inclusion de chalcopryrite (jaune foncée) dans les résidus Canadian Malartic, prise au M.O en lumière réfléchi polarisée

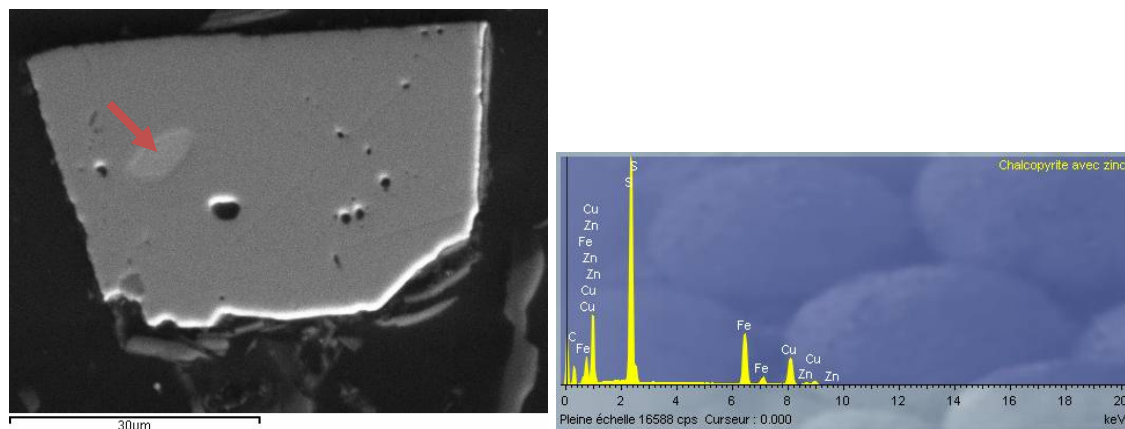


Figure 3-8 : Photo du même grain de pyrite prise au MEB.

La flèche indique l'inclusion de chalcopryite et la composition chimique de ce point fournie par le spectre de la microanalyse révèle la présence du zinc sous forme de micro inclusions dans l'inclusion de chalcopryite.

Les observations au microscope optique et au MEB des résidus Joutel et Canadian Malartic ont permis d'identifier, en partie, la source des éléments potentiellement problématiques. Ceux-ci proviennent de la pyrite à l'intérieur desquels ils sont présents à l'état de trace ou sous forme de micro inclusions. L'autre partie du zinc est probablement incluse dans de la sphalérite en trace dans les deux résidus ainsi que d'arsénopyrite en trace pour les résidus de Joutel.

3.6.6 Caractéristiques physiques et hydrogéologiques des matériaux

Les sols sont classifiés selon la distribution de la taille de leurs particules, cette distribution est présentée sous forme de courbes granulométriques (Figures 3-9 et 3-10). Ces courbes représentant les % volumiques ou massiques cumulés des particules de tailles inférieures aux diamètres indiqués. Dans la classification des sols, les noms attribués correspondent à la distribution de la taille des particules dont les limites sont les suivantes : Argile : $< 2\mu\text{m}$; Silt : $2\mu\text{m}$ à $80\mu\text{m}$; Sable $80\mu\text{m}$ à 5mm (Robitaille et Tremblay, 1997).

Les résidus ont une distribution granulométrique typique de matériaux silteux avec un pourcentage passant $80\mu\text{m}$ supérieur à 80% et un pourcentage passant $2\mu\text{m}$ inférieur à 10%. Ainsi, les résidus de Canadian Malartic correspondent à la granulométrie d'un silt avec traces d'argile, ce qui est typique pour des résidus miniers (Aubertin et al. 2002; Bussière, 2007). Le silt ainsi que les résidus

de Joutel, peuvent être qualifiés de silt de faible plasticité. Tandis que le sable a une courbe granulométrique typique d'un sable (pourcentage passant à 80 μm à moins de 10% et un D_{10} de 0,2 mm), tel qu'illustré par la courbe ci-dessous.

Certains diamètres D_{10} , D_{30} , D_{50} (moyen) et D_{60} sont utilisés pour caractériser la courbe granulométrique, ceux-ci correspondent aux diamètres des particules passant la proportion exprimée % indiqué en indice. À partir de ces paramètres, on calcule le coefficient d'uniformité $C_U = D_{60}/D_{10}$ et le coefficient de courbure $C_c = (D_{30})^2 / (D_{10} \times D_{60})$.

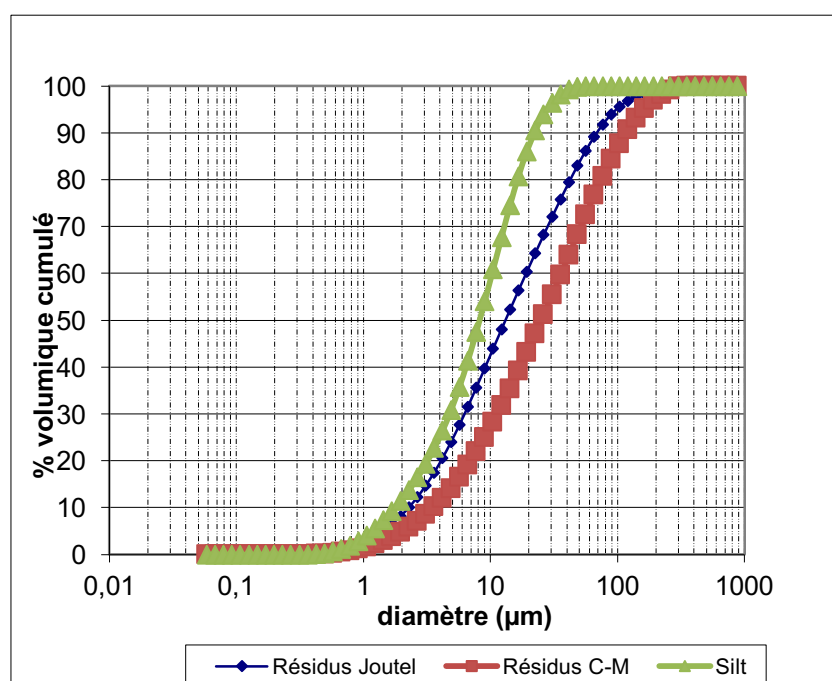


Figure 3-9 : Courbes granulométriques des résidus Joutel et Canadian Malartic ainsi que du silt utilisé dans les CEBC

Les résidus miniers de roche dure avec 0% de pyrite ont typiquement une G_s de 2,6-2,7. La teneur en pyrite, qui possède une densité relative $G_s = 5,0$, fait augmenter la G_s d'un résidu. Le résidu de Joutel possède une densité relative plus élevée que ceux de Canadian Malartic, car son contenu en pyrite est plus élevé. Les principales caractéristiques physiques et hydrogéologiques des matériaux sont résumées dans le tableau suivant.

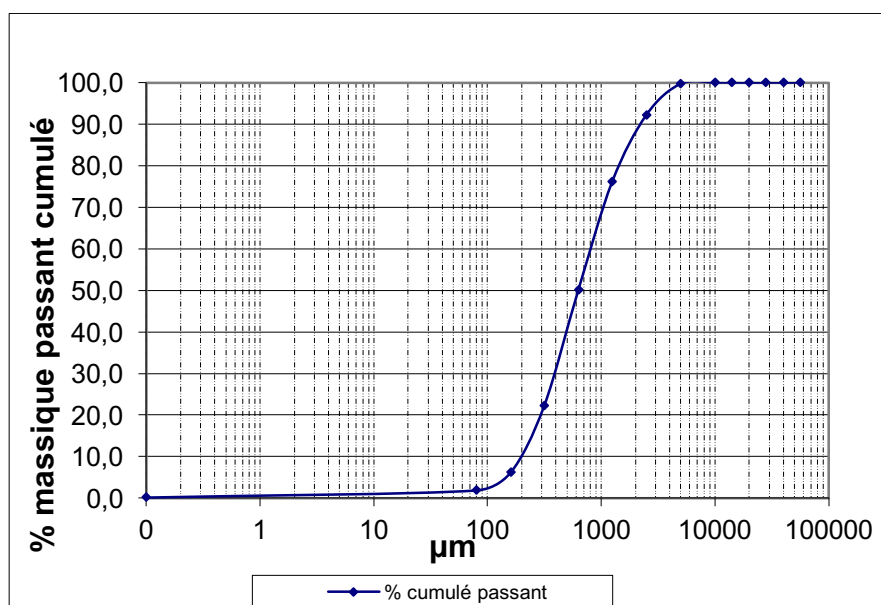


Figure 3-10: Courbe granulométrique du sable

Tableau 3.6: Résumé des caractéristiques physiques et hydrogéologiques des matériaux

Caractéristiques	Résidus Joutel	Résidus C-M	Silt	Sable
Densité relative, Gs	3,06	2,77	2,71	2,77
C _U (D ₆₀ /D ₁₀)	8,40	10,15	5,79	4,00
% volumique passant 80μm	90	76	100	-----
D ₁₀ (μm)	2	3,55	1,78	200,00
D ₆₀ (μm)	19,08	36,08	10,29	800,00
K _{sat} (cm/s)	3,2x10 ⁻⁶	2,3x10 ⁻⁵	1,4Ex10 ⁻⁶	2,7x10 ⁻³
K _{sat} prédite (cm/s)	4,0x10 ⁻⁶	8,4x10 ⁻⁶	4,9x10 ⁻⁶	2,5x10 ⁻²
Pression d'entrée d'air, AEV (cm)	220	200	390	-----
Surface spécifique, Ss (m ² /g)	3,58	1,53	-----	-----

3.6.7 Les courbes de rétention d'eau (CRE)

Ces résultats sont présentés avec la courbe lissée obtenue par le code RETC en utilisant le modèle de van Genuchten ainsi que les courbes prédictives obtenues avec le modèle MK. Tel que discuté au chapitre 2, les modèles prédictifs pour estimer la CRE sont basés sur les propriétés géotechniques des sols granulaires (granulométrie, la porosité et le degré de saturation). Les courbes prédites obtenues avec le modèle MK sont en général assez proches de celles obtenues expérimentalement et lissées avec le modèle de van Genuchten. Les Figures 3-11, 3-12 et 3-13 représentent les résultats des essais de rétention d'eau en cellules Tempes pour les résidus et le silt.

Les pressions d'entrée d'air (AEV) ou la pression nécessaire pour démarrer le drainage des matériaux ont été déterminées graphiquement à partir de la CRE de van Genuchten par la méthode des tangentes (Aubertin et al., 2002) et les valeurs obtenues ont été présentées au Tableau 3.6. Elles sont de 220 cm pour les résidus Joutel, 200 cm pour ceux de Canadian Malartic et de 390 cm pour le silt.

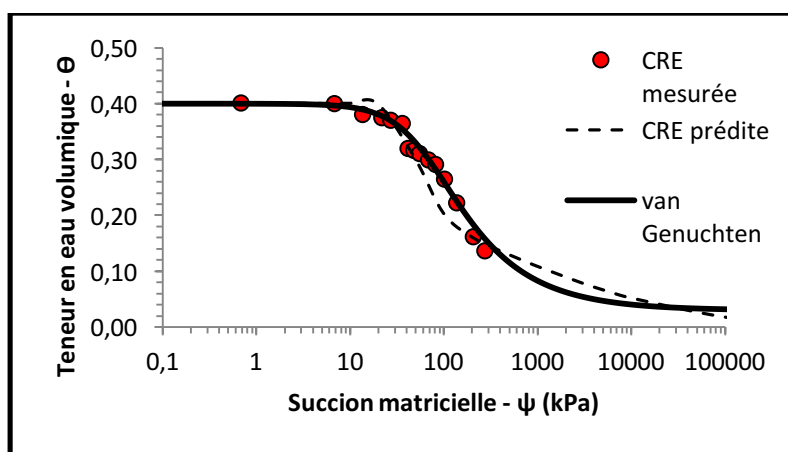


Figure 3-11: Courbes de rétention d'eau des résidus de Canadian Malartic

Les propriétés physiques et hydrogéologiques des matériaux déterminées en laboratoire ont confirmés que les matériaux destinés à servir de recouvrement (silt et sable) possèdent les caractéristiques requises pour agir en tant que barrière capillaire. Ces résultats ont également été utilisés pour la conception des modèles physiques et numériques des essais en colonnes.

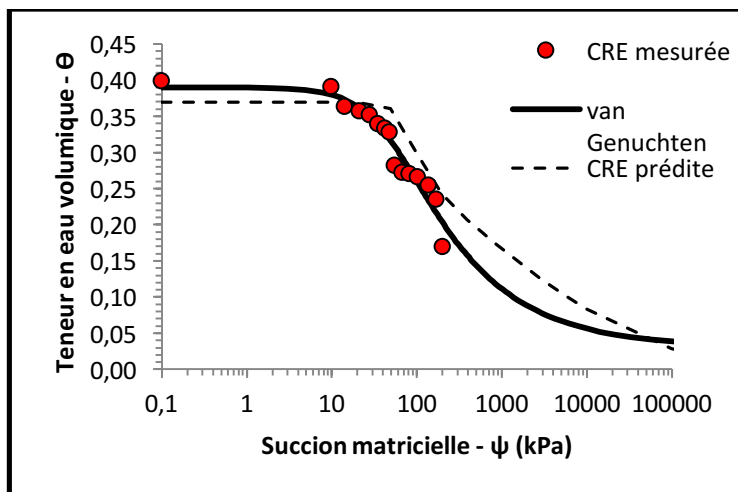


Figure 3-12 : Courbes de rétention d'eau des résidus de Joutel

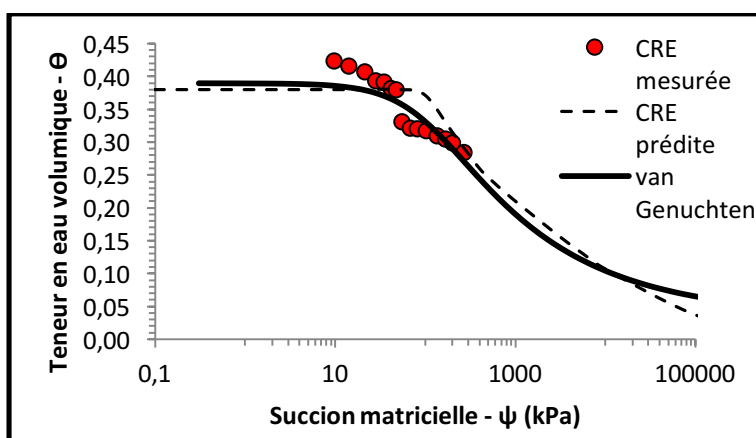


Figure 3-13 : Courbes de rétention d'eau du silt

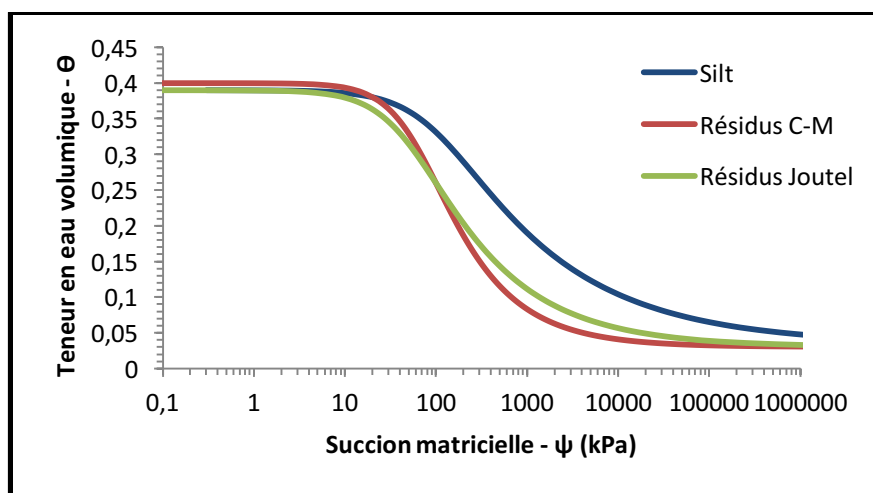


Figure 3-14 : Comparaison des CRE pour les trois matériaux

3.7 Méthodologie pour les essais en colonnes

Une approche pour évaluer la performance de recouvrements à contrôler la génération de drainage contaminé, est de simuler des modèles physiques en laboratoire (les colonnes). Lors des essais en colonnes, le processus d'oxydation est accéléré par le mouillage et le séchage alternés des minéraux composant les résidus et par la température relativement élevée et constante. Ce type d'essai permet en outre, la précipitation des minéraux secondaires qui sont les produits de la neutralisation.

Dans cette étude, lors de ces cycles de mouillage/drainage, la quantité ainsi que la qualité des lixiviats prélevés à la base de chaque colonne est évaluée et des mesures de concentration et de consommation d'oxygène sont réalisées dans les colonnes. Le suivi du comportement hydrogéologique des matériaux est effectué au moyen de sondes introduites dans les résidus et les recouvrements. À la fin des essais, les modèles physiques sont démantelés et des analyses sont effectuées afin d'évaluer les changements dans la composition chimique des résidus après 14 mois. Des calculs d'équilibre chimiques sont aussi réalisés afin de vérifier les formes possibles de précipitation de minéraux secondaires. Finalement, pour mieux comprendre les phénomènes contrôlant la génération du DNC, tel le mouvement des fluides (eau et gaz) dans les recouvrements, des modélisations hydrogéologiques ont été conduites et elles sont présentées en annexe.

3.7.1 La conception et le montage des modèles physiques

Pour les résidus potentiellement générateurs de DMA, les quantités de métaux lixiviés sont en général supérieures à celles des résidus potentiellement générateurs de DNC, puisque les phénomènes de neutralisation et d'atténuation n'ont pas lieu. Les résidus potentiellement générateurs de DNC n'exigent probablement pas le même niveau d'efficacité pour contrôler la contamination de l'eau. C'est pourquoi cette étude vise à tester des scénarios moins performants pour contrôler l' O_2 afin d'estimer le niveau nécessaire pour contrôler le DNC. Dans la présente étude, les essais ont été conçus pour maintenir les résidus dans un état non saturé. L'effet de simuler une nappe phréatique dans une position basse impose une succion à la base des colonnes et induit un drainage partiel des résidus.

Les colonnes ont un diamètre intérieur de 0,14 m et des hauteurs variant de 100 à 180 cm. Le fond de chaque colonne est conçu avec une plaque en céramique qui possède une pression d'entrée d'air de 50 kPa pour le contrôle de la nappe phréatique (n.p). Les hauteurs des n.p simulées sont résumées à la Figure 3-14; le signe négatif indique que la position de la n.p. se situe sous la base des colonnes. Pour les colonnes de Joutel, le niveau se situe à 3,20 m sous la surface des résidus pour toutes les colonnes à l'exception de J-3, la colonne avec nappe phréatique surélevée (n.p.s.), dont le niveau se situe à 1,60 m. Pour les colonnes de Canadian Malartic, le niveau de la n.p. se situe à 2,15 m sous la surface des résidus à l'exception de CM-3, la colonne avec nappe phréatique surélevée (n.p.s.) dont le niveau se situe à 1,07 m.

Quatre scénarios de recouvrements sont testés pour les résidus de Joutel et de Canadian Malartic et une colonne contrôle sans recouvrement est montée à titre de référence. Ces différents scénarios incluent 2 techniques de recouvrements typiques pour des résidus générateurs de DMA soient une CEBC avec couche de rétention d'eau d'une épaisseur de 60 cm ainsi qu'un recouvrement monocouche avec n.p.s. dont le niveau de la nappe se situe à une profondeur égale à $\frac{1}{2}$ l'AEV des résidus. Puisque les résidus sont réputés neutres et que la quantité de métaux lixiviés devrait être faible, les deux autres scénarios sont conçus pour fournir une protection réduite. Ces derniers incluent une CEBC modifiée dont la couche de rétention d'eau (silt) a une épaisseur réduite de moitié (30 cm) ainsi qu'un recouvrement constitué d'une couche de 10 cm de sable avec une nappe phréatique profonde nommée n.p.s. modifiée, dont la n.p. est située à la même hauteur que pour les autres recouvrements.

- Description du montage des colonnes

Avant le remplissage des colonnes, les orifices pour l'introduction des sondes assurant le suivi des teneurs en eau volumiques et des succions ainsi que pour le suivi des concentrations en oxygène ont été percés aux hauteurs voulues (ces hauteurs seront décrites en détail un peu plus loin). Les résidus ont été disposés directement sur la pierre en céramique qui doit demeurer saturée en permanence lors des essais. Le remplissage des colonnes est effectué en déposant les matériaux dans la colonne par couches successives de 10 cm et en les compactant avec un marteau d'essais Proctor pour obtenir la porosité voulue. La porosité visée était de 0,44 pour les résidus de Joutel et Canadian Malartic, car cette valeur de porosité est similaire à celle rencontrée dans les parcs à résidus. Pour la couche de silt dans les CEBC, la porosité visée était de 0,45. En connaissant la

teneur en eau des matériaux (w), la densité relative (G_s) et le volume de colonne remplis (V), nous pouvons calculer la masse humide ($m.h$) nécessaire pour atteindre la porosité (n) voulue pour une épaisseur de couche donnée de 10 cm.

Les niveaux des nappes phréatiques sont ajustés grâce à un système reliant le bas de chaque colonne, par une tubulure remplie d'eau, à une bouteille placée à une hauteur définie, où le niveau d'eau est gardé constant. La bouteille simule une nappe phréatique en profondeur sous les résidus comme c'est souvent le cas dans les parcs à résidus miniers. Cependant, il semble que le dispositif utilisé pour simuler le niveau phréatique ne permet pas la même alimentation en eau des résidus de la colonne par remontée capillaire, comme ce serait le cas sur le terrain. En effet, dans ce cas-ci, il semble que la tubulure reliant le réservoir d'eau placé sous la colonne crée une trop grande résistance pour permettre la remontée de l'eau sur toute la hauteur du tube capillaire. Ainsi, les résultats obtenus sont conservateurs puisque, sur le terrain, on retrouverait possiblement un certain apport en eau en provenance de la nappe à ces profondeurs, ce qui est difficile à simuler en laboratoire.

Les sondes, disposées à l'intérieur des résidus et des couches de rétention (silt), sont toutes situées à + ou - 5 cm de l'interface avec une couche de sable, ou de la surface dans le cas des colonnes témoins (Figure 3-15). Chaque endroit indiqué par les flèches sur les colonnes contient les sondes et les tubes à échantillonnage d'oxygène tel que disposés dans l'encadré en haut de la Figure 3-16.

Pour les mesures des gradients d'oxygène, les tubes sont disposés par paire de part et d'autre d'une sonde à teneur en eau, un tube se situe à ~ 2,5 cm au-dessus et l'autre à ~2,5 cm en-dessous des sondes EC-5 et Watermark. Cette disposition a été choisie dans le but de réduire l'espace entre les 2 mesures de concentration en oxygène servant à calculer le gradient et ainsi obtenir une mesure de teneur en eau plus précise pour le calcul du coefficient de diffusion effectif (D_e).

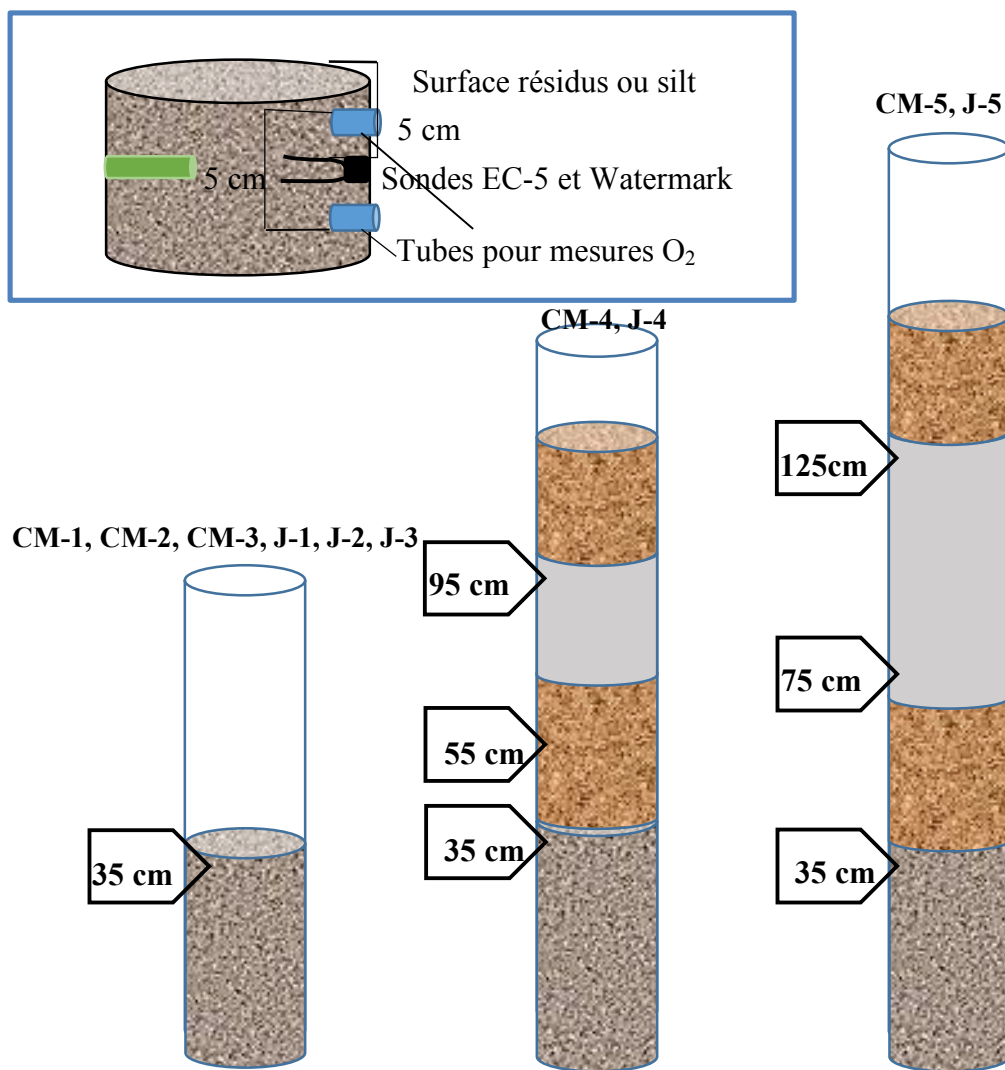


Figure 3-16 : Position des sondes EC-5 (teneurs en eau), Watermark (succion) et des ports à échantillonnage dans les colonnes

3.7.3 Instrumentation des colonnes pour les mesures de succion, de teneur en eau volumique et de concentration en oxygène

Afin de pouvoir suivre le comportement hydrogéologique ainsi que la concentration en oxygène à l'intérieur de l'espace poral à plusieurs profondeurs et pour les différentes configurations de colonnes, des dispositifs de mesure ont été introduits dans les colonnes au moment du montage. La photographie de gauche montre l'installation d'une sonde Watermark (cylindre poreux) à la droite de la colonne pour mesurer la succion et d'une sonde EC-5 ainsi que des deux ports à

échantillonnage d'oxygène (vials avec géotextile) sur le côté gauche de la colonne. La photo de droite montre les ports à échantillonnage installés et le filage des sondes derrière la colonne qui ont été reliés aux boîtiers enregistreurs.

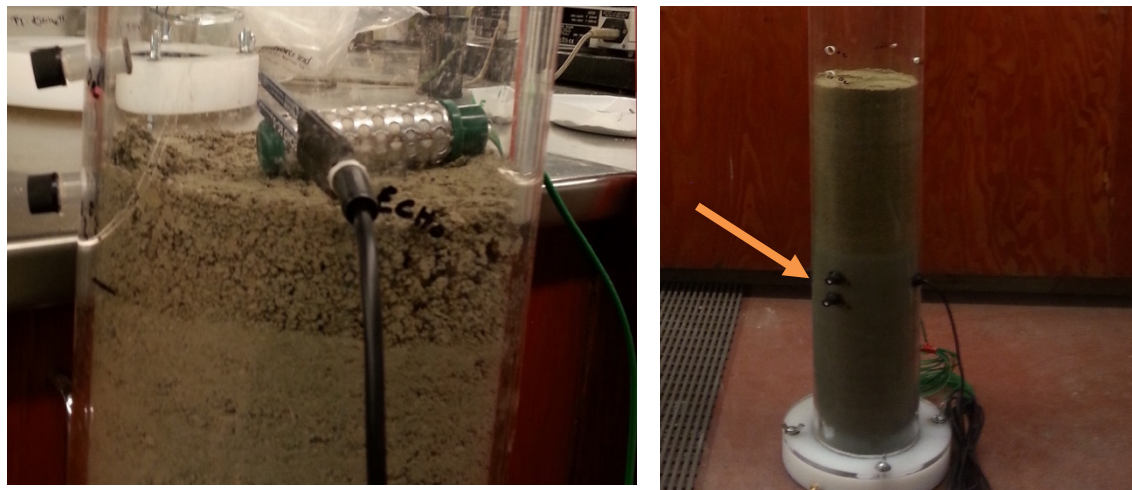


Figure 3-17 : Installation des sondes de mesure de la succion et de la teneur en eau ainsi que des deux ports à échantillonnage d'oxygène

3.8 Méthodes de suivi

Cette section décrit les méthodes employées pour mesurer les paramètres permettant d'effectuer le suivi du comportement hydrogéologique des matériaux, les mesures de flux d'oxygène ainsi que les analyses de la qualité chimique des eaux de lixiviation.

3.8.1 Mesure de la teneur en eau volumique et de la succion

-Teneur en eau volumique (θ_w)

La sonde EC-5 (Figure 3-18) permet d'obtenir une teneur en eau volumique en mesurant la constante diélectrique des milieux grâce à l'utilisation de la technologie de domaine capacitance/fréquence. Le principe de fonctionnement de ces sondes est la FDR (réflectométrie fréquentielle) qui mesure l'humidité volumique du sol grâce aux propriétés diélectriques du sol entre deux électrodes par capacitance. L'élément de lecture analyse « l'écho » d'une onde électromagnétique émise dans le sol environnant en se concentrant sur les variations de fréquence et détermine ainsi la teneur en eau du sol. Ces sondes requièrent un bon contact avec le sol pour

des mesures précises. Au total, 18 sondes EC-5 ont été installées pour les 10 colonnes ainsi que 4 boîtiers collecteurs de données (data logger) EM-50.

La précision des sondes avec un calibrage standard est de $\pm 0,03$ à 0 à 8 dS/m et avec un calibrage spécifique est d'au moins $\pm 0,02$ dans tous types de sols avec une conductivité électrique maximum de 8 dS/m. Les sondes EC-5 ont été calibrées à l'aide de la méthode utilisée par l'URSTM, cependant c'est plutôt la calibration standard des sondes qui a été utilisée dans le présent projet, puisque ces valeurs se rapprochaient davantage des teneurs en eau mesurées au démantèlement.



Figure 3-18 : Sonde EC-5

- **Succion**

La sonde Watermark a la forme d'une bougie de tensiomètre, elle est constituée d'une enveloppe extérieure en acier qui protège et maintient une enveloppe perméable à l'eau. L'enveloppe en acier est largement perforée afin d'établir une bonne surface de contact avec le sol. À l'intérieur de la sonde se trouve deux chambres remplies d'une substance hydrophile et séparées par un bloc de gypse ; la chambre supérieure renferme les deux électrodes. Pour faire la lecture on doit indiquer dans le boîtier la température du sol. Au total 18 sondes Watermark ont été installées à l'intérieur des différents matériaux lors du montage des dix colonnes et elles ont été raccordées à 3 boîtiers enregistreurs (www.Irrrometer.com).

Lorsque le capteur est en contact avec le sol, la tension s'équilibre entre le sol et l'intérieur du capteur. La présence de gypse sature l'eau en sulfate de calcium, rendant la mesure indépendante de la salinité, cependant celle-ci est dépendante de la température. En fait, on mesure la résistivité électrique du milieu. C'est une mesure indirecte ; la résistivité présente une relation quasi linéaire avec la teneur en eau à l'intérieur du capteur. Or la teneur en eau à l'intérieur du capteur est un reflet de la tension de l'eau dans le sol car la quantité d'eau dans le capteur est telle que les forces de tension à l'intérieur et à l'extérieur du capteur sont égales (Tron et al., 2013). La précision des

mesures est de 1 centibar et la plage va de 0 à 200 cb. Avant l'installation des sondes Watermark, celle-ci ont été saturées en suivant les instructions fournies par le fabricant des sondes.

Les données de succion et de teneurs en eau ont été recueillies et enregistrées pour la durée entière des essais en colonnes. L'enregistreur de données EM-50 offre 5 canaux et les intervalles d'enregistrement des TEV sont réglés aux 12 heures, ces réglages sont effectués à l'aide du logiciel fourni avec l'enregistreur. Les suctions sont mesurées une fois par jour. L'enregistrement intégral des mesures peut être trouvé en annexe.

3.8.2 Teneur en oxygène

Les essais en colonnes ont nécessité l'installation de 36 ports à échantillonnage fait en perçant un trou dans la colonne et en y insérant un tube de 1,5 ml en plastique dont le fond a été enlevé et remplacé par un géotextile afin d'empêcher que des particules solides entrent à l'intérieur (figure 4-3). Le petit flacon est inséré de façon à ce que la majeure partie de la longueur soit à l'intérieur de la colonne. L'ouverture du tube situé à l'extérieur de la colonne est fermée avec un bouchon à septum qui permet l'échantillonnage du gaz avec une seringue.

Pour procéder aux mesures des concentrations en oxygène, on doit faire l'insertion d'une seringue de 5 ml avec joint étanche dans le bouchon à septum afin d'extraire un échantillon de 2 ml de gaz. L'analyse du gaz a été effectuée avec un chromatographe en phase gazeuse Agilent MicroGC équipé de détecteurs d'O₂-N₂ et des bobines de détection de CO₂. Le MicroGC est un chromatographe en phase gazeuse portable avec une boucle d'injection pour assurer l'injection d'échantillon uniforme et est contrôlé par le logiciel réseau Agilent Cerity Data System. L'étalonnage a été effectué avant chaque session d'analyse en utilisant l'air ambiant. Avec ces données, les profils de concentration d'oxygène peuvent aussi être tracés.

3.8.3 Le déroulement des essais en colonnes

Les essais en colonnes impliquent le lessivage périodique des colonnes à une fréquence ~ 1 fois/mois. À chaque début de rinçage, 2L d'eau déminéralisée ont été ajoutés au sommet des colonnes, ce qui correspond approximativement à la moyenne mensuelle des hauteurs de précipitation reçues sur la région de l'Abitibi-Témiscamingue, soit 130 mm de pluie. À l'intérieur des colonnes, l'eau s'écoule par drainage libre à travers les recouvrements et les résidus et elle est récupérée dans le récipient collecteur installé à la même hauteur que les nappes phréatiques

simulées, c'est-à-dire sous la base des colonnes. Selon la configuration des colonnes, cela peut prendre entre 1 et 7 jours pour que toute l'eau se draine.

En général, la quantité d'eau récoltée lors des rinçages des colonnes avec CEBC est moindre que pour les autres colonnes, due à la rétention d'une partie de cette eau dans la couche de rétention (silt) avant de parvenir aux résidus, ainsi le temps d'écoulement est généralement plus long pour les colonnes avec CEBC. Un cycle débute à la fin d'un rinçage et la période de drainage dure 28 jours jusqu'au prochain rinçage et le cycle se répète; il y en a eu 13 dans le présent projet, pour une durée totale d'environ 14 mois.

Au cours des essais en colonnes, les colonnes avec CEBC avaient de la difficulté à s'écouler lors des rinçages et les mesures teneur en eau (θ_w) enregistrées par les sondes donnaient des valeurs basses. Pour ces raisons, il fut décidé, après le cycle 7 au jour 200 des essais, de tenter de saturer les colonnes puisque que sous ces conditions les recouvrements risquaient de ne pas jouer leur rôle de barrières à oxygène de façon optimale. Il a aussi été nécessaire d'ajouter une soupape de décharge de gaz pour que l'écoulement de l'eau se fasse plus rapidement lors des rinçages, ce qui a été fait environ 175 jours après le début des essais. Un sac de gaz rempli d'azote a été fixé à chaque valve pour empêcher la contamination par de l'oxygène extérieur lors du drainage. La soupape de décharge de gaz a été ouverte seulement pendant le drainage à partir de conditions saturées et ensuite fermée pendant le reste du cycle.

Comme il a été discuté, l'alimentation en eau des résidus de la colonne par remontée capillaire, dans la tubulure reliant la bouteille placée à une certaine profondeur sous la colonne et la base de la colonne, ne se fait pas de façon efficace, ce qui se traduit par la vidange partielle du tube capillaire. Les tubulures reliant les réservoirs d'eau placés sous les colonnes créent une trop grande résistance pour permettre la remontée de l'eau sur toute la hauteur du tube et ceux-ci se vidaient fréquemment, à l'exception de J-2 et J-3. Certains tubes capillaires se vidaient plus souvent et il était nécessaire de les remplir 2 fois par semaine, notamment pour les colonnes J-1, J-4 et CM-5.

3.8.4 La mesure des propriétés et de la composition chimique du lixiviat

Les eaux de lixiviation sont récupérées et analysées après chaque rinçage des 10 colonnes, pour en déterminer la qualité chimique. Ces analyses comprennent : le pH, la conductivité, le Eh, l'acidité et l'alcalinité et les concentrations en éléments dissouts dans les eaux lixiviées. Toutes les méthodes

d'analyses sont décrites dans ce qui suit et les résultats complets du suivi sont présentés à l'annexe A.

À la fin d'un rinçage (lorsque l'eau ne s'écoule plus de la colonne), l'eau de lixiviation est recueillie, pesée et transférée dans une bouteille d'un litre. Une petite quantité (10 ml) est extraite immédiatement, filtrée sur des filtres à seringue de 0,45 μm et acidifiée avec de l'acide nitrique (HNO_3) à 2% pour être conservée jusqu'à l'analyse de la concentration des éléments chimiques. Les échantillons acidifiés ont été conservés à l'intérieur d'éprouvettes en plastique hermétiques à la température de la pièce. Les échantillons pour les analyses électrochimiques et les titrages sont conservés pour un maximum de 2 semaines à 4 °C dans un réfrigérateur. Le Tableau 3.7 est un résumé de toutes les mesures effectuées lors des essais en colonnes et les méthodes sont décrites dans ce qui suit.

-pH, Eh et conductivité

L'analyse du pH a été réalisée dans un délais de 24h suivant l'échantillonnage, elle a été effectuée à l'aide d'une électrode à pH combinée Orion TriodeTM avec compensation automatique de la température couplée à un Benchtop pH/ISE Meter Orion model 920A. La sonde de pH a été calibrée à pH 4 et 7 en utilisant des solutions tampons classiques. Le pH-mètre utilisé est précis à $\pm 0,002$ unités de pH près.

Le potentiel d'oxydoréduction d'une solution dépend des différents couples redox (ex. : $\text{Fe}^{2+}/\text{Fe}^{3+}$) présents et de leur concentration. Généralement, plus cette valeur est grande, plus le milieu étudié est oxydant. La mesure du potentiel d'oxydoréduction de l'échantillon a été réalisée à l'aide d'une électrode combinée Pt/Ag/AgCl couplée au Benchtop pH/ISE Meter Orion model 920A. La lecture est ensuite corrigée par rapport à l'électrode normale à l'hydrogène (ENH), qui est la référence universelle, par l'addition de 204 mV à la valeur obtenue (Skoog et al., 1997). Les analyses du Eh sont précises à $\pm 0,2$ mV.

La conductivité a été mesurée à l'aide d'un appareil portable Oakton Acom CON 6 et APHA 2510. La capacité de la solution à conduire le courant est directement liée à la concentration en espèces ioniques présentes en solution. Une correction pour l'influence de la température est appliquée automatiquement par le conductimètre ; la gamme de mesure varie de 3,3 \sim tS/cm à 330 mS/cm et la précision est de $\pm 0,5\%$.

Tableau 3.7 : Tableau récapitulatif des mesures effectuées lors des essais en colonne

Paramètre	Essais	Instrument	Fréquence
pH, Eh, Conductivité		pH mètre et conductivimètre	Après chaque rinçage
Composition chimique	Concentration en éléments chimiques	ICP-AES	Après chaque rinçage
Acidité/Alcalinité	Titration	Titrateur automatique	Après chaque rinçage
Flux d'O₂	Méthode du gradient d'oxygène	Chromatographe en phase gazeuse	Avant chaque rinçage
Flux d'O₂	Essais de consommation en oxygène (OC)	Senseur de concentration d'oxygène	Avant certains rinçage
Flux d'O₂	Méthodes des sulfates	Concentration en sulfates dans les eaux de lixiviation	Après chaque rinçage

-L'acidité et l'alcalinité

Les mesures de l'acidité et de l'alcalinité ont été effectuées avec un titrateur automatique Titrino Plus 870 KF de Metrohm. L'acidité de l'eau peut être définie comme étant la capacité de l'eau à neutraliser les bases fortes ou la capacité de l'eau à relâcher des ions H^+ , les espèces contributrices majeures étant : H_2CO_3 , HCO_3^- et H^+ . L'acidité est déterminée par titration avec une base, ici de l'hydroxyde de sodium (NaOH) 0,02N a été utilisée pour réagir avec les échantillons d'eau jusqu'à un pH de 8,3, où il est considéré que toutes les espèces acides de la solution sont neutralisées. L'acidité totale est exprimée en mg $CaCO_3$ /L.

L'alcalinité est une mesure de la capacité de l'eau à neutraliser des acides forts ou la capacité de l'eau à accepter/fixer des protons (H^+), les espèces contributrices majeures étant : HCO_3^- , CO_3^{2-} et OH^- . L'alcalinité est déterminée par titration avec un acide, ici de l'acide sulfurique (H_2SO_4) 0,02

N est ajouté à l'échantillon jusqu'à un pH de 4,3, où les espèces sont convertis en CO₂. L'alcalinité totale est elle aussi exprimée en mg CaCO₃/L.

-Concentration en éléments chimiques

L'analyse chimique des échantillons liquides de lixiviats (10 ml), filtrés et acidifiés selon la méthode décrite plus haut, est effectuée avec un ICP-AES pour les éléments suivants : aluminium (Al), arsenic (As), baryum (Ba), bismuth (Bi), calcium (Ca), cadmium (Cd), cobalt (Co), chrome (Cr), cuivre (Cu), fer (Fe), magnésium (Mg), manganèse (Mn), molybdène (Mo), sodium (Na), nickel (Ni), plomb (Pb), soufre (S), sélénium (Se), silicium (Si) et zinc (Zn). L'expérience du laboratoire de l'UQAT montre que les analyses d'eaux au ICP-AES sont empreintes d'une erreur relative de l'ordre de 6 % (Villeneuve, 2004).

3.8.5 La mesure du flux d'oxygène

Afin de déterminer la configuration optimale d'un recouvrement pour limiter le DMA, il est nécessaire d'estimer le flux d'oxygène, qui atteint les résidus sulfureux (Mbonimpa et al., 2003). Les objectifs de performance des recouvrements pour le contrôle du drainage minier acide sont de l'ordre de 20 à 40 g d'O₂/m²/an soit environ 1 mol/ m²/an pour des résidus frais (Bussière et al., 2008 ; Dagenais, 2005). Plusieurs méthodes sont possibles pour évaluer le flux d'oxygène en laboratoire et sur le terrain, les voici :

-Méthode du gradient d'oxygène

La diffusion de l'oxygène dans les matériaux est induite par un différentiel de concentration en oxygène entre l'espace poreux des matériaux et l'atmosphère au-dessus des colonnes. Les réactions d'oxydation des sulfures contenus dans résidus consomment de l'oxygène, en conséquence, l'appauvrissement en oxygène de la phase gazeuse contribue au gradient (Elberling et al., 1994). La méthode de mesure du flux par gradient d'oxygène répond à la première loi de Fick et se calcule avec :

$$F(z, t) = -D_e \frac{\partial C(z, t)}{\partial z} \quad (2.35)$$

Sous la surface, la concentration en oxygène à l'intérieur des résidus réactifs tend à diminuer avec la profondeur. La précision des flux calculés dépend de la précision de mesure de la concentration en oxygène et sur l'approximation du coefficient de diffusion effectif (D_e) (Demers et al., 2009a).

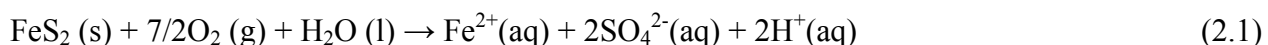
Le coefficient est estimé selon l'équation 2.39 vue au chapitre 2. L'estimation de D_e à l'aide de cette équation nécessite les valeurs de teneurs en eau volumiques et de porosité.

Au dernier jour de chaque cycle, les mesures de concentration en oxygène prélevées par les ports à échantillonnage (tubes) sont effectuées par la méthode décrite à la section 3.8.2 à plusieurs profondeurs dans les colonnes (Figure 4-2), afin de calculer le flux d'oxygène par la méthode des gradients. Pour le calcul du flux avec cette méthode, les concentrations en oxygène sont mesurées entre deux points d'échantillonnage dans le but de déterminer le gradient de concentration. Dans le cadre de ce projet, le gradient de consommation d'oxygène est mesuré près de la surface des résidus le point le plus haut est situé à 2,5 cm sous l'interface des résidus et le plus bas se situe à 7,5 cm. Les deux points d'échantillonnage sont distancés de 5 cm l'un par rapport à l'autre et au centre de ces 2 ports à échantillonnage il y a une sonde EC-5 (Figure 4.1 encadré) qui mesure la teneur en eau requise dans le calcul du coefficient de diffusion (D_e).

Pour les colonnes avec CEBC, en plus des 2 points situés sous la surface des résidus, des mesures de gradient d'oxygène ont également été faites dans le recouvrement, suivant la même configuration, c'est-à-dire les deux ports à échantillonnage à 5 cm l'un de l'autre et le centre muni d'une sonde pour la lecture de la teneur en eau volumiques. Ces ensembles sont disposés selon les positions mentionnées précédemment à la Figure 3-15.

-Méthode des sulfates

Les mesures des sulfates dans l'eau de lixiviation peuvent être utilisés pour évaluer la performance d'un recouvrement à limiter la diffusion d'oxygène (Elberling et al., 1994) (Bussière et al., 2003). Cette méthode suppose que les sulfates ne sont produits que par des réactions d'oxydation des sulfures et n'est valable que si l'oxygène est le seul agent oxydant, ce qui est réaliste à un pH presque neutre, (Nicholson et al., 1988). De plus la pyrite doit être le seul minéral sulfuré, ce qui est le cas dans le présent projet. L'oxydation de la pyrite est représentée par l'équation 2.1 du chapitre précédent :



On calcule la concentration en sulfates (SO_4^{2-}) mol/L à partir de la concentration en S_{tot} (g/L) de l'analyse chimique des éléments des lixiviats avec le rapport des masses molaires et la masse d'eau recueillit. La conversion stœchiométrique utilisée pour convertir les résultats en flux d'oxygène est basée sur l'équation (2.1) en supposant que 1,75 moles d'oxygène produisent 1 mole de sulfates.

Par la suite, pour arriver à un flux, nous divisons la concentration en oxygène calculée par la surface de la colonne et par la durée d'un cycle complet des essais en colonne (~30 jours). Ce calcul s'inspire de l'hypothèse qu'il n'y a pas de stockage de sulfates dans la colonne.

-Essais de consommation en oxygène (OC)

Le test de consommation d'oxygène est un outil efficace pour mesurer la réactivité d'un rejet minier donné. Cette approche s'inspire de la méthode de Elberling et al. (1994) visant à évaluer le flux de surface dans des résidus exposés à l'air, à l'aide d'une solution analytique supposée être valable pour des tests de consommation d'oxygène de courte durée en conditions stationnaires. Le test standard ne nécessite qu'une petite variation de la concentration en oxygène (2 à 3% O₂) dans l'espace en haut de la colonne sur une période d'une à trois heures, de sorte que les variations de concentration d'oxygène dans les espaces poreux ne sont pas significatives pendant la période d'essai Mbonimpa et al. (2003). La variation de la concentration en oxygène est mesurée à l'aide d'un couvercle muni d'un capteur à oxygène semblable au dispositif de la Figure 3-19.

En effet, plus la quantité de sulfures oxydés est importante et plus il y a de consommation de l'oxygène dans l'air au-dessus des résidus, ce qui se traduit par une diminution de la concentration en oxygène de l'air. La relation entre le flux d'oxygène à travers les recouvrements et la diminution de la concentration d'oxygène dans une chambre étanche

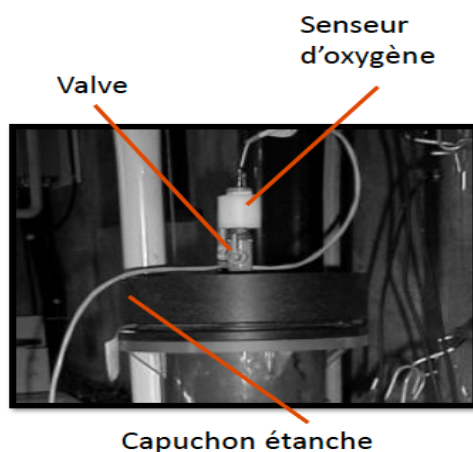


Figure 3-19 : Montage pour test de consommation d'oxygène, tiré de notes de cours

Environnement minier et méthodes de restauration

située au sommet des colonnes (dans l'espace situé au-dessus des recouvrements ou des résidus pour les colonnes témoin) est basée sur des lois fondamentales de diffusion de gaz (Bussière et al.,

2004). La deuxième loi de Fick exprimée par un terme de réaction cinétique de premier ordre pour le flux stationnaire et les conditions aux limites spécifiées donne l'équation suivante pour le flux à la surface de la couverture (Elberling et al., 1994).

$$F_{0s} (z = 0) = C_0 \sqrt{D_e K_r} \quad (3.1)$$

Pour effectuer le test, un couvercle muni d'un capteur de concentration d'oxygène électrochimique de marque Teledyne R-17A de précision 0,1% est installé et fermé de façon hermétique au sommet des colonnes. À l'intérieur de ce capteur, du plomb réagit avec l'oxygène et produit un voltage qui est fonction de la concentration d'oxygène. Le voltage initial mesuré correspond à la concentration d'oxygène ambiante de 20.9%, une lecture à la minute est effectuée sur une période de 3 heures. Une relation linéaire peut alors être tirée de la diminution de la concentration en oxygène sur une échelle logarithmique en fonction du temps. Le logiciel Logger Net 3.1.5 est utilisé pour extraire les données de l'enregistreur de Campbell Scientific qui mesure les voltages provenant des sondes.

À l'état stationnaire, la relation suivante permet d'obtenir la valeur de $(k_r D_e)$:

$$\ln \left(\frac{C}{C_0} \right) = -(k_r D_e)^{0.5} \frac{A}{V} t \quad (3.2)$$

Le graphique du logarithme de la décroissance de l'oxygène par rapport au temps donne une pente $= -(k_r D_e)^{0.5} \frac{A}{V} t$, en connaissant le volume et l'aire du réservoir d'air au-dessus des résidus, nous pouvons calculer : $(k_r D_e)^{0.5} = -\frac{A}{V} \text{Pente}$.

où $A [L^2]$ et $V [L^3]$ sont la surface et le volume du réservoir source, respectivement. Bref, la pente de la courbe de $\ln (C/C_0)$ en fonction du temps donne la valeur de $(K_r D_e)^{0.5}$ quand A/V est connu. Ce terme est substitué dans l'équation (3.1) pour évaluer le flux d'oxygène à la surface.

CHAPITRE 4 : LES RÉSULTATS DES ESSAIS EN COLONNES

Ce chapitre présente les résultats des essais en colonnes réalisés avec les résidus Joutel et Canadian Malartic afin d'évaluer la relation entre le flux d'oxygène et la qualité des lixiviats. Le comportement hydrique des résidus et des couches de matériaux composant les recouvrements est suivi par les sondes qui mesurent en continu les teneurs en eau volumiques ainsi que les succions. Comme la succion et la teneur en eau volumique influencent directement la quantité de flux d'oxygène diffusant à la surface des résidus, celles-ci sont présentées en premier lieu. Ensuite, les flux d'oxygène, mesurés selon les trois méthodes décrites auparavant, sont présentés. La qualité de l'eau des lixiviats vient compléter les résultats recueillis lors des 13 cycles de mouillage-drainage. Finalement le démantèlement des colonnes ainsi que les analyses des résidus post-essais sont présentés.

4.1 Les succions et les teneurs en eau

Les succions et les TEV ont été suivies sur la durée totale des essais à raison 1fois/j. La TEV est demeurée relativement constante dans les colonnes tout au long de la période des essais, cette hypothèse a été confirmée par le volume constant des lixiviats recueillis à la fin de chaque cycle pour chaque colonne. Les Figures 4-1 à 4-3 représentent les TEV et les succions enregistrées dans les colonnes au cycle 9. Ce cycle a été choisi puisqu'il est représentatif du comportement géochimique des colonnes après l'atteinte d'un pseudo-équilibre et c'est sur ce cycle qu'est basée l'interprétation des résultats des essais. Les graphiques du suivi complet sont présentés à l'annexe B.

Les valeurs des TEV données par les sondes sont différentes de celles obtenues au démantèlement qui seront présentées plus loin, en général les sondes ont indiqué des valeurs plus faibles. Ces valeurs inférieures sont peut-être causées par la position des sondes situées très près des interfaces (5 cm ou moins) avec l'air ou le sable. Les graphiques des TEV mesurées par les sondes EC-5 sont tout de même présentés afin de comparer les variations entre les couches et au cours d'un cycle. Cependant l'interprétation du comportement hydrique des différents recouvrements relativement aux TEV sera présentée dans la section démantèlement des colonnes. Pour éviter une confusion dans l'interprétation du comportement hydrique des couches du recouvrement, les profils des TEV seront fait en utilisant les TEV du démantèlement et présentées ultérieurement.

4.1.1 Colonnes témoins et avec n.p.s

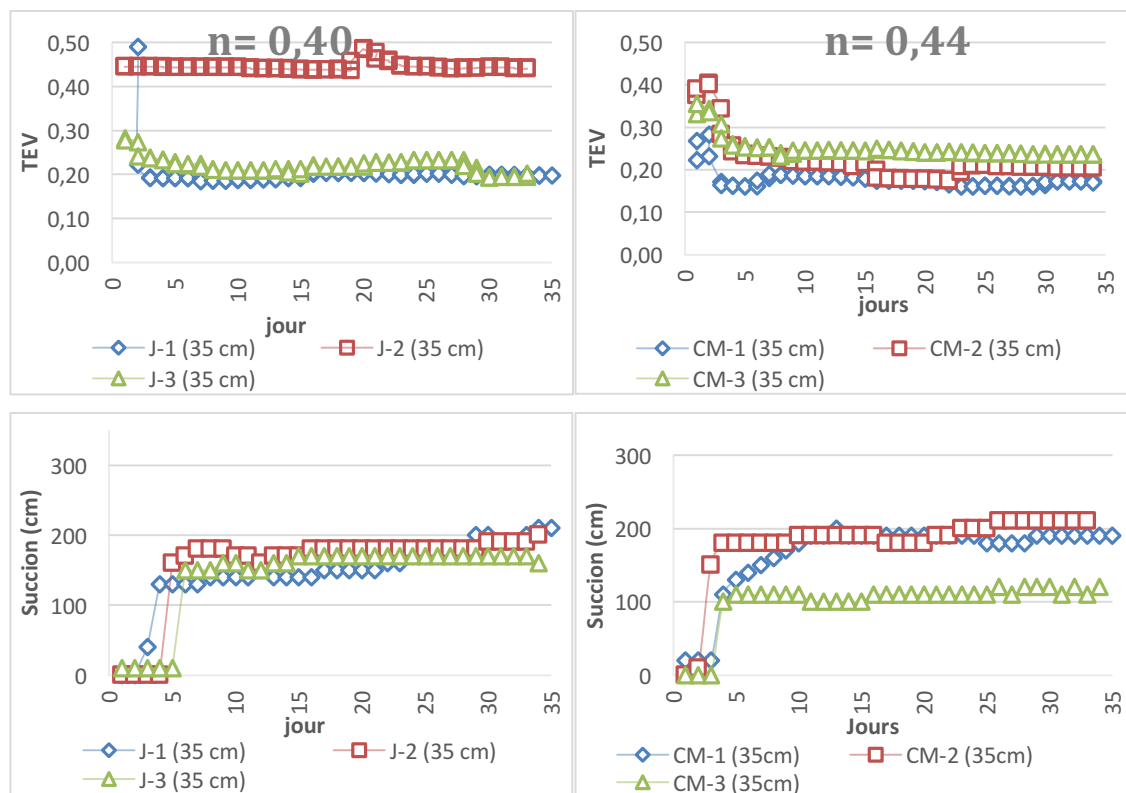


Figure 4-1 : Variation des TEV et des succions sur un cycle dans les colonnes CM-1(témoin), CM-2 (n.p.s. 1 AEV), CM-3 (n.p.s. $\frac{1}{2}$ AEV) et J-1(témoin), J-2 (n.p.s. 1 AEV), J-3 (n.p.s. $\frac{1}{2}$ AEV), dans les résidus à une élévation de 35 cm.

Les succions et les TEV mesurées varient peu d'un cycle à l'autre, mais présentent des fluctuations à l'intérieur d'un même cycle. En effet lors du rinçage, les TEV augmentent et la suction s'abaisse jusqu'à une valeur nulle pour tous les matériaux. Au début de la période de drainage, les succions et les TEV passent par une période transitoire où les succions augmentent parallèlement à la baisse des teneurs en eau jusqu'à atteindre un quasi équilibre. Les succions augmentent lentement lors du cycle de drainage dans les colonnes témoins J-1 et CM-1 et des colonnes monocouches avec un recouvrement de 10 cm de sable J-2 et CM-2, signifiant que la surface de ces colonnes subit de l'évaporation.

L'examen de ces figures permet de constater que bien que les nappes phréatiques des colonnes J-1 et J-2 soient situées à 325 cm sous la surface des résidus et que celles des colonnes CM-1 et CM-2 soient situées à 215 cm, les valeurs des succions à la surface des résidus dans les colonnes J-1 et

J-2 sont légèrement inférieures à celles des colonnes Canadian Malartic et se situent autour de 200 cm. Pour les colonnes Canadian Malartic, des succions de 200 cm sont les valeurs attendues mais dans le cas de Joutel, une nappe plus profonde devrait induire des succions supérieures et autour de 300 cm. Les colonnes CM-3 et J-3, dont les profondeurs de nappes se situent à la moitié de la hauteur des autres colonnes, soient des profondeurs de 107 et 160 cm respectivement, démontrent les succions attendues de 110 et 170 cm.

Tel que mentionné auparavant, les tubulures supposées simuler la remontée capillaire de l'eau vers la colonne se vidaient fréquemment dans les colonnes J-1, J-4 et CM-5. La vidange régulière des tubulures dans ces colonnes a contribué à diminuer la succion dans ces colonnes.

4.1.2 Colonnes multicouches

Pour la colonne J-4, tel que présenté à la figure 4.2, la succion maximale atteinte dans les résidus a été de 100 cm, pour une profondeur de nappe de 325 cm, alors que pour la colonne CM-4, elle était de 300 cm pour une profondeur de nappe de 215 cm. On remarque aussi que la succion commence à augmenter à partir du jour 15 dans la couche de silt de la colonne J-4, passant de 0 à 100 cm, ce qui ne se produit pas (ou très peu) dans la couche de silt de CM-4. Pour les couches de sable des deux colonnes, dans les bris capillaires, les succions demeurent faibles à des valeurs proches de 0. Rappelons que ces sondes ne donnent pas des mesures précises à des valeurs inférieures à 10 cm. Néanmoins ce sont les valeurs attendues pour un sable drainé servant de bris capillaire. Les valeurs des TEV et des succions mesurées par les sondes dans les CEBC modifiées J-4 et CM-4, sont présentées dans les graphiques de la figure 4-2, la porosité indiquée est celle des résidus.

Dans les CEBC CM-5 et J-5 présentées à la figure 4-3, les couches de rétention composées de silt démontrent un comportement hydrique similaire. En effet, vers la fin du cycle à + ou – 25 jours il y a augmentation progressive de la succion dans la partie supérieure du silt, ce qui est accompagné d'une légère perte progressive d'humidité et est le résultat d'un drainage lent de la couche de rétention.

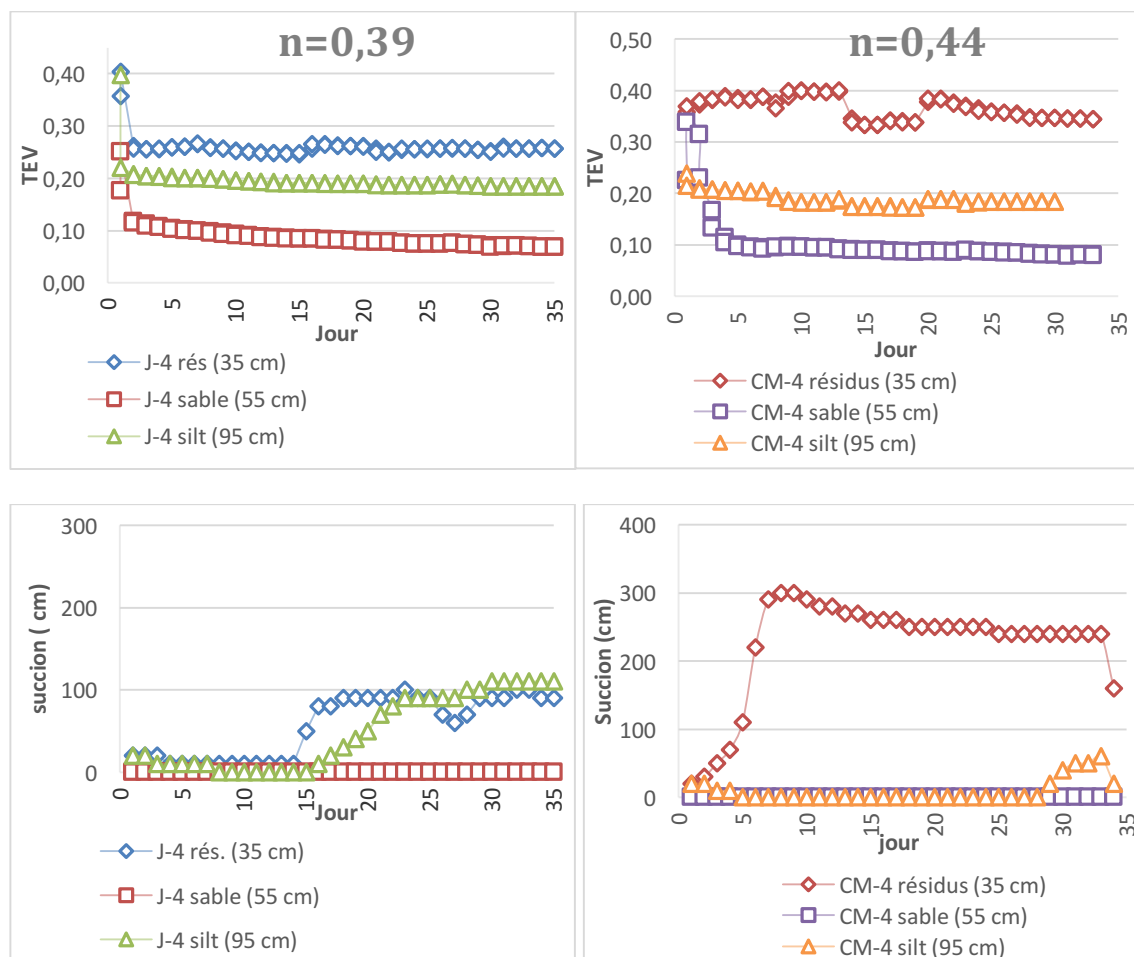


Figure 4-2 : Variation des teneurs en eau et des succions sur un cycle dans les trois matériaux des colonnes CM-4(CEBC 30 cm silt) et J-4(CEBC 30 cm silt).

La colonne CM-5 a démontré une succion maximale de 160 cm à la surface des résidus, alors que la succion imposée par la bouteille était de 215m, ce qui démontre encore une fois la difficulté de maintenir la succion imposée par la nappe phréatique simulée dans les modèles physiques de laboratoire.

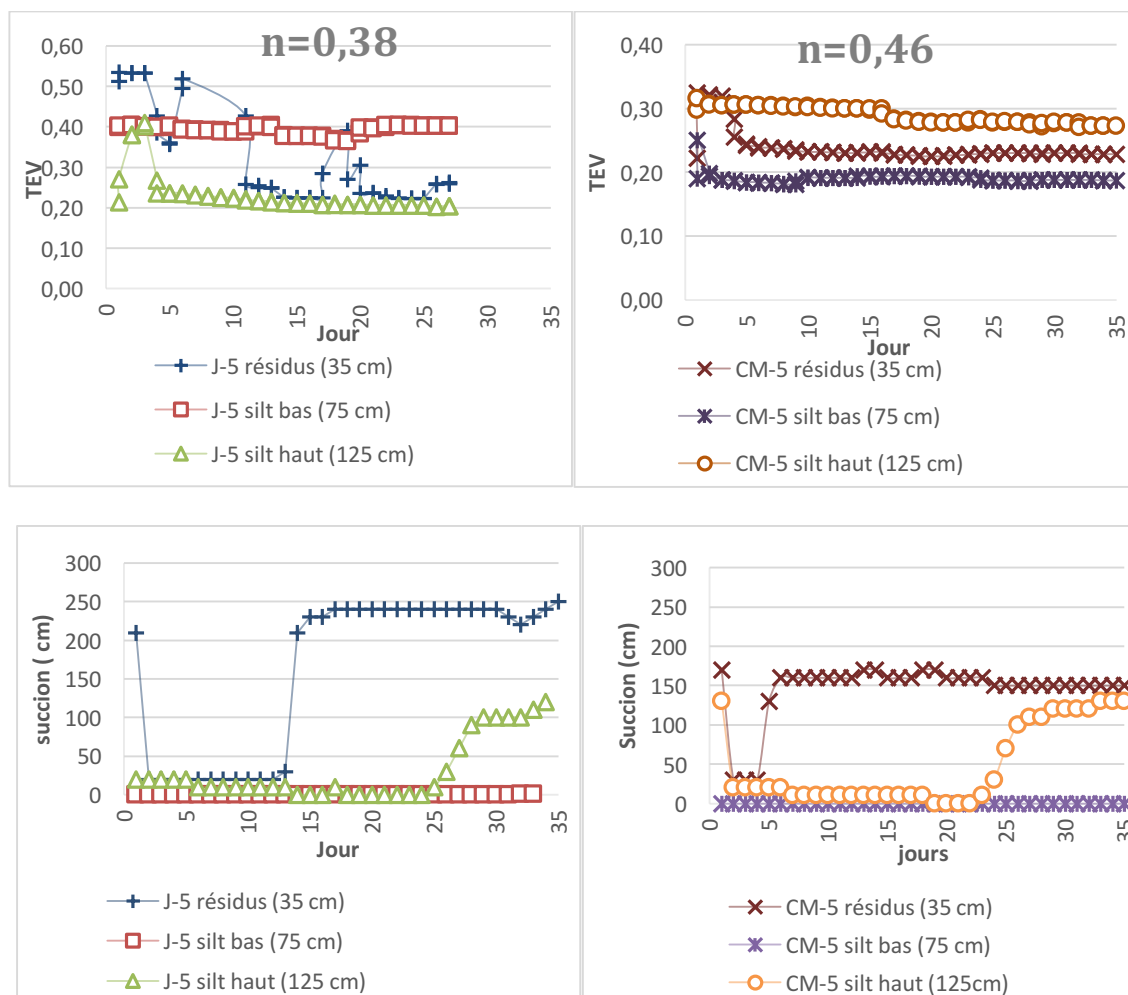


Figure 4-3 : Variation des teneurs en eau et des succions sur un cycle dans les résidus et le silt des colonnes CM-5(CEBC 60 cm silt) et J-5(CEBC 60 cm silt).

Somme toute, les succions mesurées par les sondes dans les CEBC, démontrent que le bris de succion a bien lieu dans les couches de sable. Les couches de silt affichent également des succions nulles au bas des couches de silt et ces succions augmentent en fin de cycle dans le haut des couches, ce qui est un comportement attendu pour ce type de recouvrement.

4.2 Les flux d'oxygène

Le principal objectif de ce projet est de déterminer un flux d'oxygène permettant un contrôle efficace du drainage neutre contaminé pour les résidus de Joutel et de Canadian Malartic. Pour ce faire, les flux d'oxygène ont été calculés selon les 3 méthodes décrites auparavant et les résultats

sont présentés séparément pour les deux résidus. Puisque les méthodes de mesures possèdent chacune leurs propres limitations reliées aux conditions expérimentales, les résultats seront discutés en tenant compte de ces limitations qui sont les suivantes :

-La méthode des sulfates s'appuie sur l'hypothèse selon laquelle il n'y a pas de précipitation de sulfates dans la colonne, ce qui n'est pas le cas pour plusieurs colonnes.

-La méthode standard pour l'essai de consommation d'oxygène nécessite une variation de la concentration en oxygène (2 à 3%) dans l'espace en haut de la colonne sur une période d'une à trois heures, ce qui n'est pas le cas pour des flux inférieurs à 25 mol/m²/an.

-La méthode des gradients dépend en grande partie de la précision des mesures de la concentration d'O₂, des mesures de TEV et de la porosité qui sont autant de sources d'incertitude pour les valeurs obtenues avec cette méthode.

Pour les mesures de flux avec la méthode des sulfates, les concentrations en soufre des l'analyses chimiques des lixiviats sont converties en concentration en sulfates en multipliant par 3 selon le rapport des masses molaires. La concentration est ensuite transformée en charge en multipliant par le volume de lixiviant recueilli. Puis la conversion en mole de sulfates s'effectue en divisant par la masse molaire du SO₄. Cette quantité de SO₄ en mole est convertie en mole d'O₂ avec le ratio de 1,75 obtenu d'après l'équation de l'oxydation de la pyrite. Cette quantité d'O₂ est divisée par le nombre de jours du cycle de drainage (28j) et par la surface de la colonne (0,0154m²) pour obtenir le flux d'oxygène qui est par la suite multipliée par 365 jours pour obtenir un flux d'O₂ en (mol/m²/an). Un exemple des valeurs obtenues à chaque étape du calcul est présenté au tableau 4.1.

Tableau 4.1 : Exemple de calcul du flux selon la méthode des sulfates

SO ₄ (mg/L)	Vol.eau L	SO ₄ (mg)	SO ₄ (mol)	O ₂ (mol)	O ₂ mol./28j.	Flux O ₂ (mol/m ² /j)	Flux (mol/m ² /an)
12420	2,25	27907	0,29	0,51	0,02	1,18	431

Pour les essais de consommation d'oxygène, la figure 4-4 en haut donne un exemple des mesures enregistrées lors des l'essais. Le voltage initial mesuré correspond à la concentration d'oxygène ambiante de 20.9%, une lecture à la minute est effectuée sur une période de 3 heures. Une relation

linéaire peut alors être tirée de la diminution de la concentration en oxygène sur une échelle logarithmique en fonction du temps et est présentée à la figure 4-4 en bas.

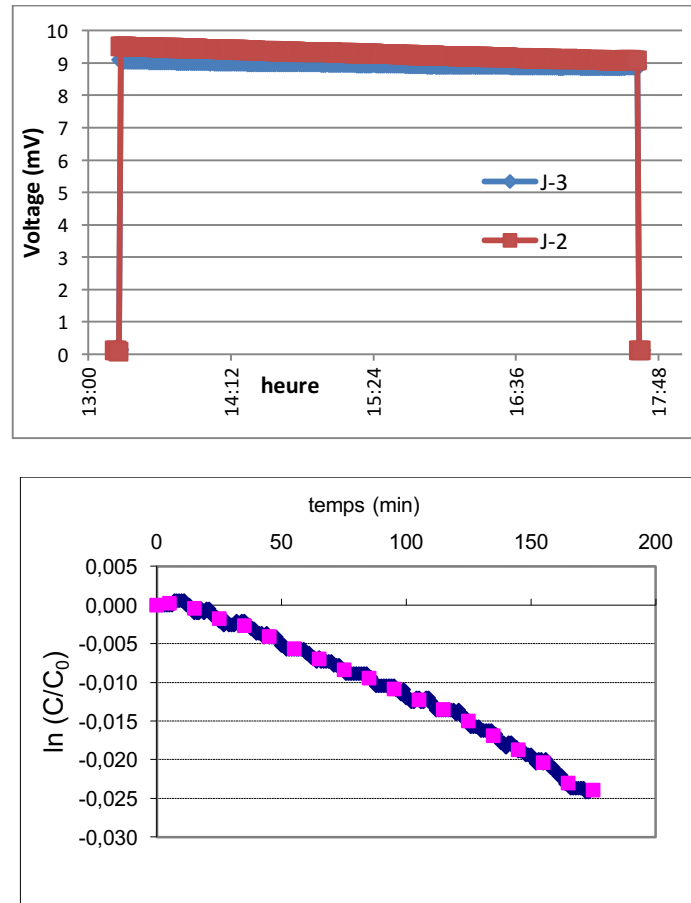


Figure 4-4 : Haut : Mesures enregistrées lors d'un essai. Bas : Graphique diminution de la concentration en oxygène sur une échelle logarithmique en fonction du temps.

Le graphique du logarithme de la décroissance de l'oxygène par rapport au temps donne une pente $= -(k_r D_e)^{0.5} \frac{A}{V} t$, d'où on obtient une valeur pour $k_r D_e$. Par la suite, le flux à la surface des recouvrements est déterminé par l'équation suivante :

$$F_{0s} (z = 0) = C_0 \sqrt{D_e K_r}$$

4.2.1 Flux dans les colonnes Joutel

La figure 4-5 donne les mesures de flux selon la méthode des sulfates pour les colonnes contenant les résidus Joutel et la figure 4-6 donne les mesures obtenues selon les essais de consommation pour ces mêmes colonnes pour les cycles 5, 7, 8, 9, 10, 12.

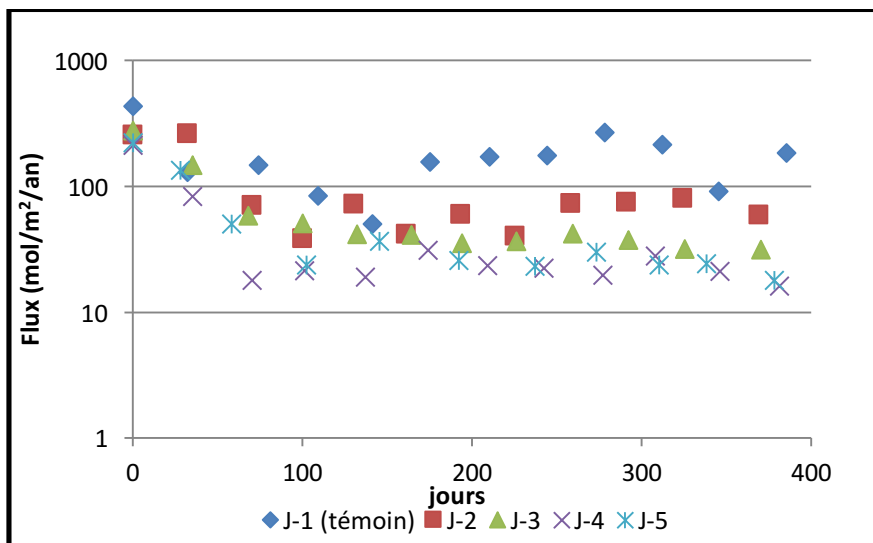


Figure 4-5: Flux d'oxygène par la méthode des sulfates pour les colonnes Joutel : J-1 (témoir), J-2 (10 cm sable), J-3 (n.p.s), J-4 (CEBC 30 cm silt), J-5 (CEBC 60 cm silt)

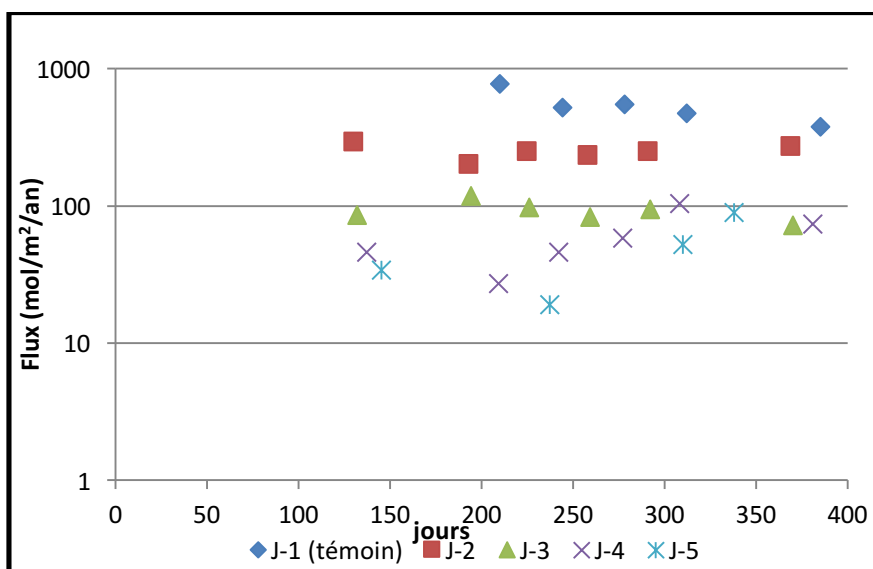


Figure 4-6: Flux d'oxygène par la méthode de consommation d'O₂ pour les colonnes Joutel

Les flux mesurés selon les deux méthodes donnent des valeurs plus faibles pour les colonnes J-4 et J-5 (avec CEBC) et J-3 (le recouvrement avec n.p.s.) ce qui démontre l'efficacité des recouvrements à limiter le flux d'oxygène comparativement J-1 (la colonne témoin) et à la colonne J-2 (10 cm sable) dont les flux mesurés par la méthode de la consommation oscillent autour de 500 mol/m²/an et 250 mol/m²/an respectivement. En outre, les flux mesurés sont demeurés relativement stables jusqu'à la fin des essais pour les deux méthodes à l'exception de la colonne témoin J-1, dont le flux mesurée par la méthode de consommation diminue progressivement du début à la fin des essais.

En comparant les mesures obtenues avec la méthode des sulfates et celles mesurées par la méthode de consommation O₂ des colonnes J-1(témoin), J-2 (10 cm sable) et J-3 (n.p.s) nous observons un écart considérable entre les valeurs des flux : pour la colonne J-1, le flux passe de ~500 mol/m²/an avec la méthode de consommation à ~ 270 mol/m²/an avec la méthode des sulfates, pour J-2 elles passent de ~250 à 70 mol/m²/an et J-3 de ~80 à 40 mol/m²/an. Ces écarts pourraient être attribués à la précipitation de sulfates à l'intérieur de ces colonnes. Cette hypothèse sera validée plus loin avec les analyses chimiques et minéralogiques post essais. En effet, la précipitation de gypse diminue la quantité de S dans les lixiviats, ce qui diminue le flux d'oxygène calculé avec cette méthode.

Dans ce qui suit, les mesures de concentration d'O₂ dans les résidus au cycle 9 ont été utilisées pour le calcul des flux par la méthode des gradients (Tableau 4.2) (les résultats complets des concentrations en O₂ sont présentés à l'annexe C). Les valeurs des TEV utilisées pour le calcul du coefficient de diffusion (D_e) sont celles obtenues par les sondes. Il semble que la précision des mesures de concentration en O₂ et des TEV sont insuffisantes pour produire des résultats fiables avec la méthode des gradients. Puisque les méthodes des sulfates et de la consommation d'oxygène démontrent des résultats similaires, les résultats obtenus selon la méthode des gradients ne seront pas considérés pour l'interprétation. Le tableau 4.3 fait la synthèse des résultats obtenus selon les 3 méthodes au cycle 9.

Tableau 4.2 : Données et résultats calculs du flux à la surface des résidus selon la méthode des gradients pour les colonnes Joutel au cycle 9

Colonne	Conc.O ₂ (mol/m ³)	Gradients $\Delta C/\Delta Z$ (mol/m ⁴)	TEV sondes	De (m ² /s)	Flux (mol/m ² /an)
J-1	8,37 7,57	20	20	4,2-07	265
J-2	7,03 8,33	33	41	2,1E-10	0
J-3	7,38 5,59	44	23	4,1E-07	251
J-4	4,91 4,40	12	26	1,2E-07	45
J-5	2,42 1,87	13	26	1,7E-07	69

Tableau 4.3 : Flux d'O₂ obtenus par les 3 méthodes de mesures pour les colonnes Joutel au cycle 9

Méthode	Sulfates (mol/m ² /an)	Consommation O ₂ (mol/m ² /an)	Gradient O ₂ résidus(mol/m ² /an)
J-1 (témoin)	269	549	265
J-2 (10 cm sable)	73	232	0
J-3 (n.p.s.1/2 AEV)	37	83	251
J-4 (CEBC 30 cm silt)	20	58	45
J-5 (CEBC 60 cm silt)	24	52	69

4.2.2 Flux dans les colonnes Canadian Malartic

Les figures 4-7 et 4-8 présentent les flux d'oxygène obtenus selon la méthode des sulfates et ceux obtenus par la méthode de consommation d'oxygène pour les colonnes contenant les résidus Canadian Malartic. Avec la méthode des sulfates, les flux mesurés sont encore une fois demeurés relativement constants en excluant les trois premiers cycles, à l'exception de la colonne CM-1 qui similairement à la colonne J-1 démontre une tendance à la baisse.

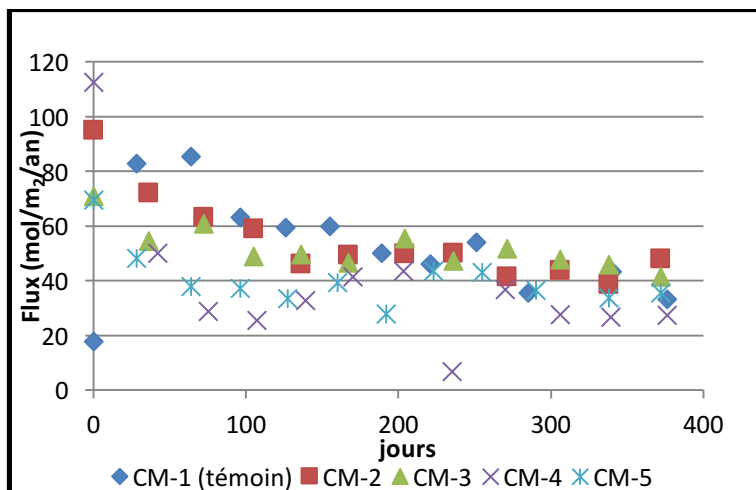


Figure 4-7-: Flux d'oxygène par la méthode des sulfates pour les colonnes Canadian Malartic : CM -1 (témoign), CM-2 (10 cm sable). CM-3 (n.p.s), CM-4 (CEBC 30 cm silt), CM-5 (CEBC 60 cm silt)

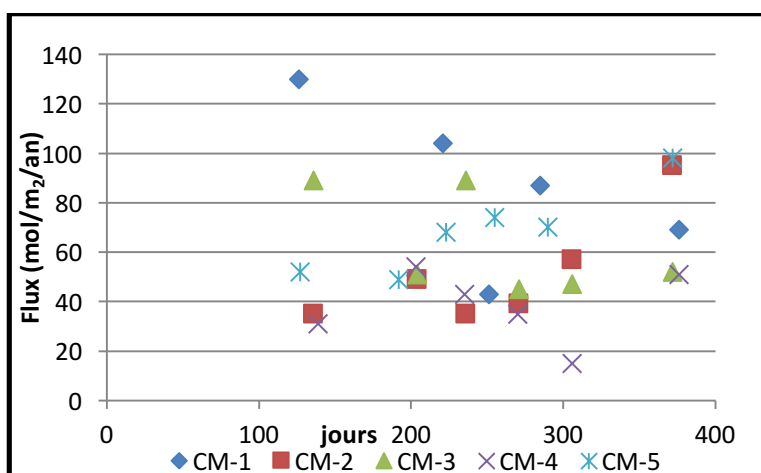


Figure 4-8: Flux d'oxygène par la méthode de consommation d'O₂ pour les colonnes Canadian Malartic

Les mesures obtenues avec les 2 méthodes sont semblables pour les mêmes colonnes, sauf pour CM-1 qui donnent des valeurs un plus élevées avec la méthode de consommation ($\sim 80 \text{ mol/m}^2/\text{an}$) comparativement à ($\sim 60 \text{ mol/m}^2/\text{an}$) par la méthode des sulfates, cela pouvant encore une fois être attribué à la précipitation de sulfates à l'intérieur de cette colonne. La méthode de consommation indique des flux légèrement plus faibles ($\sim 40 \text{ mol/m}^2/\text{an}$) pour les colonnes CM-2 et CM-3, CM-4 que pour les colonne CM-1 et CM-5 qui donnent des flux autour de ~ 90 et $\sim 70 \text{ mol/m}^2/\text{an}$ respectivement. Le flux anormalement élevé de la colonne CM-5 démontre un fonctionnement inhabituel pour cette colonne. L'écart entre les flux mesurés des colonnes avec ou sans recouvrements est relativement faible à cause de la faible concentration en sulfures de ces résidus.

Le tableau 4.4 présente les valeurs des flux calculés selon la méthode des gradients. Les mesures de concentration d' O_2 effectués lors des essais au cycle 9 ont été utilisées pour le calcul des flux par la méthode des gradients et le tableau 4.5 fait la synthèse des mesures prises avec les trois méthodes.

Tableau 4.4 : Données et résultats calculs du flux à la surface des résidus selon la méthode des gradients pour les colonnes Canadian Malartic au cycle 9

Colonne	Conc. O_2 (mol/m^3)	Gradients $\Delta C/\Delta Z$ (mol/m^4)	TEV sondes	De (m^2/s)	Flux ($\text{mol/m}^2/\text{a}$)
CM-1	8,83 8,74	2,31	17	1,1E-06	79
CM-2	8,87 8,83	0,95	20	7,3E-07	22
CM-3	8,87 8,74	3,33	24	3,9E-07	41
CM-4	8,25 8,11	3,37	35	2,6E-08	3
CM-5	4,61 3,65	22,76	29	1,5E-07	106

Tableau 4.5 : Flux d'O₂ au cycle 9 obtenus par les 3 méthodes de mesures pour les colonnes Canadian Malartic.

Méthode	Sulfates (mol/m ² /an)	Consommation (mol/m ² /an)	O ₂ Gradient O ₂ résidus(mol/m ² /an)
CM-1 (témoin)	54	87	79
CM-2 (10 cm sable)	41	40	22
CM-3 (n.p.s.)	52	45	41
CM-4 (CEBC 30 cm silt)	37	35	3
CM-5 (CEBC 60 cm silt)	43	70	106

Comme pour les résidus de Joutel la méthode des gradients donne des valeurs de flux qui diffèrent des deux autres méthodes.

4.3 : Qualité de l'eau de lixiviation

La description de la qualité des lixiviats est faite d'une part, sur la base des analyses ponctuelles (1fois/mois) du pH, du Eh, de la conductivité de l'acidité et de l'alcalinité. Le pH, l'acidité et l'alcalinité représentent la nature acide ou basique d'une eau, le Eh mesure le potentiel d'oxydo-réduction, plus cette valeur est grande, plus le milieu étudié est oxydant et plus la valence des métaux est élevée et positive. La conductivité exprime la charge ionique des lixiviats qui est proportionnelle au taux d'oxydation-neutralisation, elle permet d'évaluer rapidement la quantité de substances ioniques dissoutes présentes dans l'eau.

D'autre part, les ions dissouts, sont donnés selon deux représentations : soient les charges ponctuelles et les charges cumulées normalisées. Cette dernière représentation tient compte de la masse de l'échantillon et des volumes d'eau de rinçage pour pouvoir comparer les comportements géochimiques des matériaux pour un même essai cinétique (Villeneuve 2004 ; Bouzahzah, 2013).

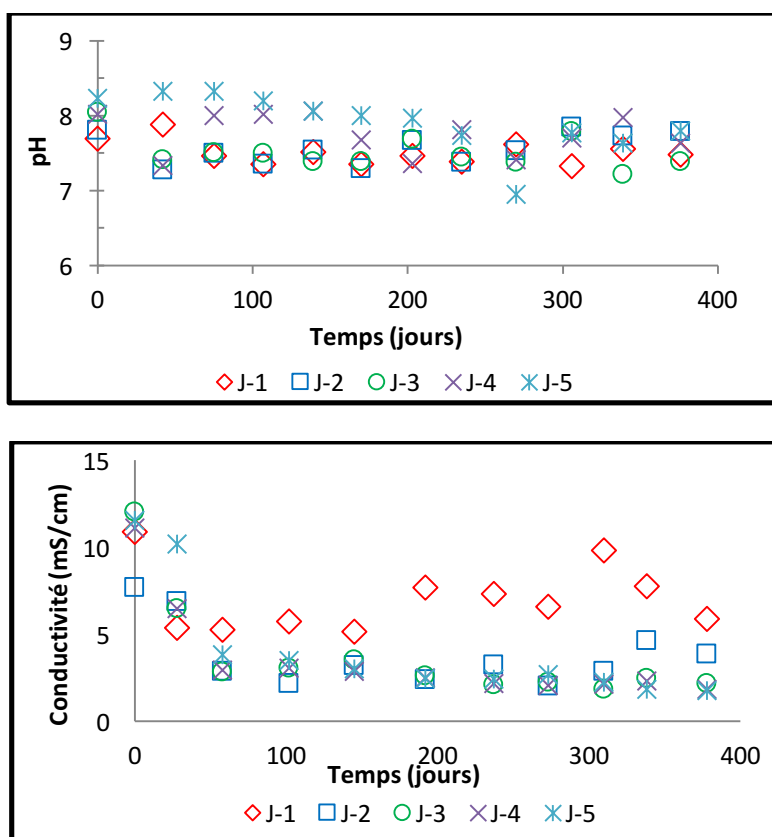
Les éléments chimiques d'intérêt qui sont considérés dans l'interprétation des résultats des essais en colonnes sont les métaux libérés suite à la dissolution de minéraux sulfureux (Fe, S, As, Cu, Zn,

Pb, Ni etc) et leurs impuretés et les cations issus de la dissolution des carbonates neutralisants (Ca, Mg, Mn). Le fer et les sulfates sont des produits de l'oxydation de la pyrite, le principal sulfure dans les résidus. Les teneurs en Ca, Mg et Mn sont des produits secondaires de la neutralisation de l'acidité par les carbonates.

Cependant, il faut prendre en considération une possible précipitation de minéraux secondaires qui peuvent immobiliser certains éléments chimiques à l'intérieur des colonnes, par exemple le Fe dans les (oxy)hydroxydes de Fe. Le calcul des indices de saturation par les logiciels de calculs d'équilibres chimiques peut renseigner sur les espèces minérales susceptibles de précipiter et seront utilisés ultérieurement dans ce chapitre.

4.3.1 : Qualité de l'eau pour les colonnes Joutel

Tel qu'illustré à la figure 4-9, tout au long des essais le pH du lixiviat est demeuré neutre pour toutes les colonnes, ces valeurs se situant entre 7 et 8,3.



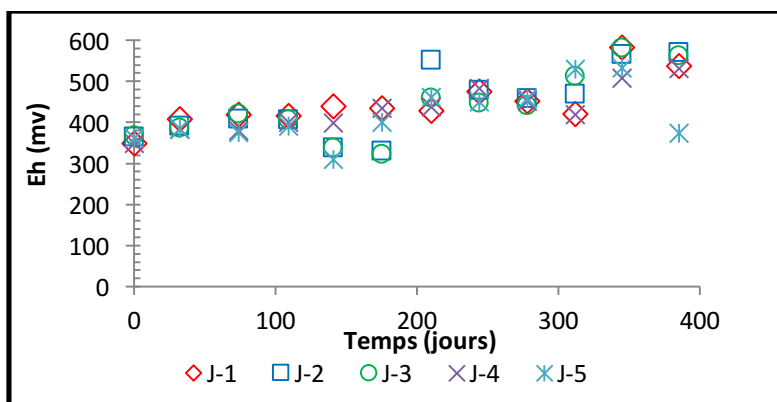


Figure 4-9: Graphiques du suivi du pH, de la conductivité et du Eh pour les colonnes Joutel J-1 (témoin), J-2 (10 cm sable), J-3 (n.p.s), J-4 (CEBC 30 cm silt), J-5 (CEBC 60 cm silt)

Les valeurs de conductivité des eaux de lixiviation des colonnes J-4 et J-5 (avec CEBC) et J-3 (n.p.s.) étaient de 2 à 3 mS/cm, pour la colonne J-2 la conductivité mesurée a atteint les valeurs un peu plus élevées de 4 à 5 mS/cm et ces valeurs étaient encore plus élevées pour la colonne J-1 (témoin) de 5 à 10 mS/cm. Ces valeurs attestent qu'une importante dissolution des minéraux s'est produite de façon plus intensive dans les colonnes J-1 et J-2. Les valeurs de Eh se situant entre 300 et 600 mv confirment que les conditions sont oxydantes. L'acidité est faible (0 à 50 mgCaCO₃/L) relativement à l'alcalinité (100 à 600 mgCaCO₃/L), les graphiques du suivi complet de l'acidité et de l'alcalinité peuvent être trouvés en annexe.

L'examen de la figure 4-10 démontre clairement que les concentrations de S_{tot} et de Mg dans les eaux de lixiviation suivent les mêmes tendances et que les concentrations lixiviées sont beaucoup plus importantes pour la colonne témoin ~2000 mg/L de S_{tot} et ~ 1500 mg/L de Mg comparativement aux colonnes avec recouvrements avec des valeurs ~400 mg/L de S_{tot} et 70 mg/L de Mg. Le Mg provient de la dissolution de la dolomite lors de la neutralisation de l'acidité produite par l'oxydation des sulfures. Les faibles concentrations de Ca par rapport au Mg dans la colonne J-1 sont probablement attribuables à la précipitation de gypse dans cette colonne, ce qui sera vérifié à la fin des essais.

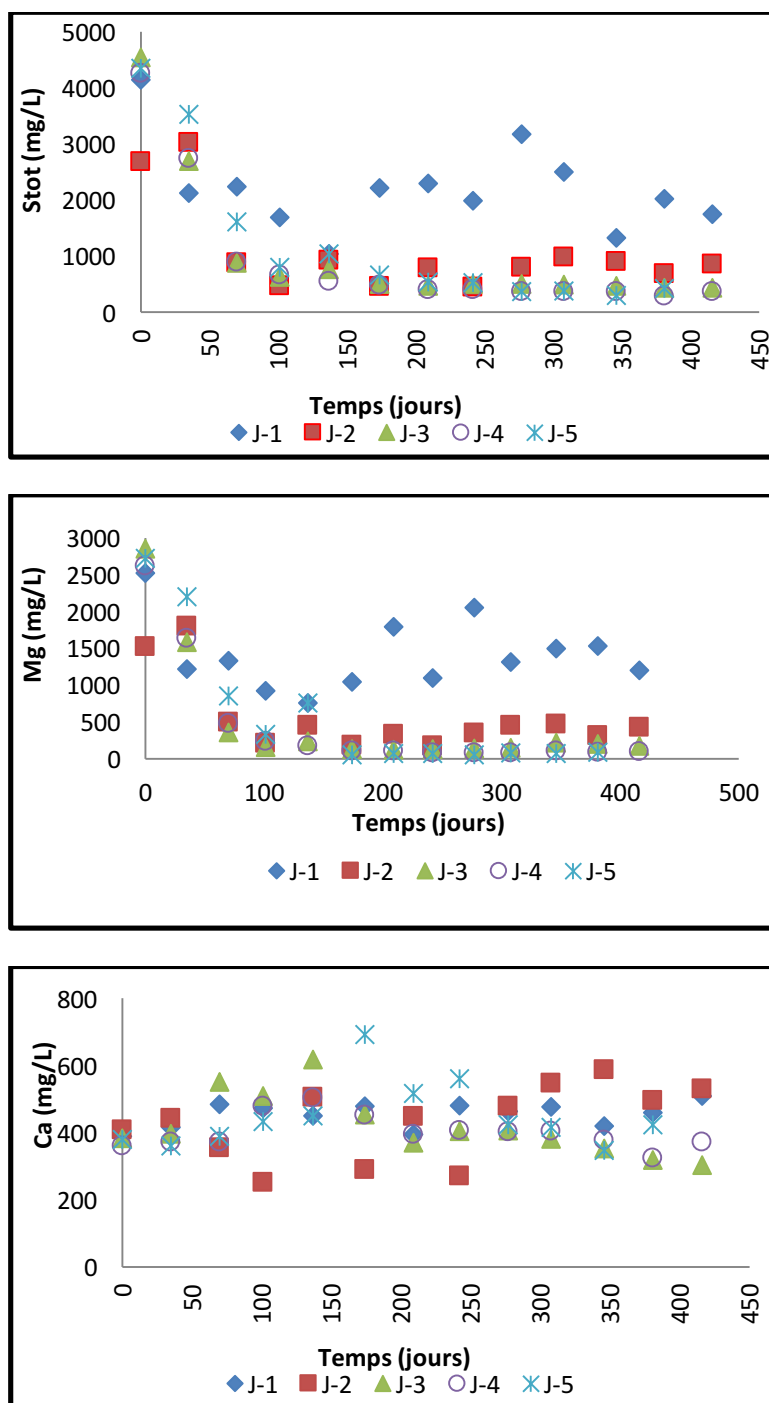


Figure 4-10 : Concentrations ponctuelles des éléments majeurs dans les lixiviats des colonnes Joutel J-1 (témoin), J-2 (10 cm sable), J-3 (n.p.s), J-4 (CEBC 30 cm silt), J-5 (CEBC 60 cm silt)

Les faibles concentrations en Fe retrouvées dans les lixiviats sont la plupart du temps inférieures à 0,2 mg/L pour l'ensemble des colonnes (Figure 4-11). En comparant ces valeurs avec la production de S_{tot} dans la colonne J-1 qui a atteint jusqu'à 3000 ml/L, cela démontre la rétention de cet élément

sous forme d'(oxy)hydroxydes de fer, à l'état colloïdale ou de précipités, sous ces conditions de pH neutre. La modélisation géochimique qui sera présentée à la prochaine section viendra appuyer ces résultats. Cette réaction d'hydrolyse du fer a été expliquée au chapitre 2 et joue un rôle de premier plan dans l'atténuation du Fe et autres métaux et métalloïdes dans les eaux de lixiviation.

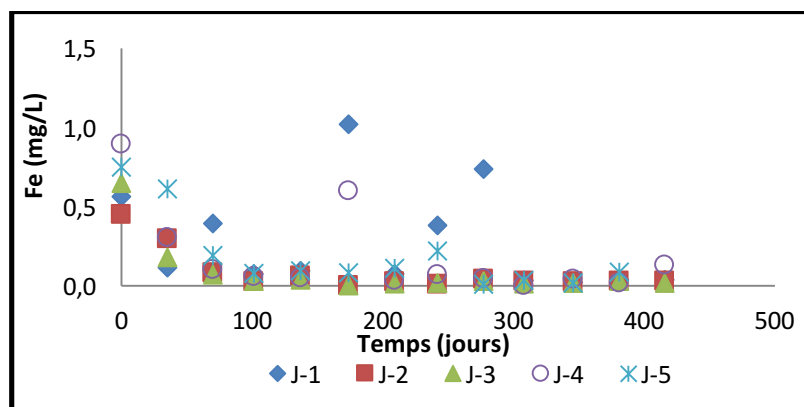


Figure 4-11: Concentrations ponctuelles du Fe dans les lixiviats des colonnes Joutel

Les graphiques de la figure 4-12 présentent les concentrations de deux métaux ayant approché ou dépassé les critères de la directive 019, la limite est indiquée par la ligne noire sur les graphiques. Ces critères constituent les normes de rejet des eaux minières à l'effluent final d'une aire de déposition de résidus miniers et l'estimation de la qualité des eaux de lixiviation des colonnes se base sur ceux-ci.

Rappelons que l'arsenic a été identifié à l'état de trace dans la pyrite et que la présence d'arsénopyrite a été rapportée dans les résidus Joutel lors de précédentes études. Quant au zinc, présent en infime concentration (70 ppm), les observations microscopiques n'ont pas permis d'identifier sa source.

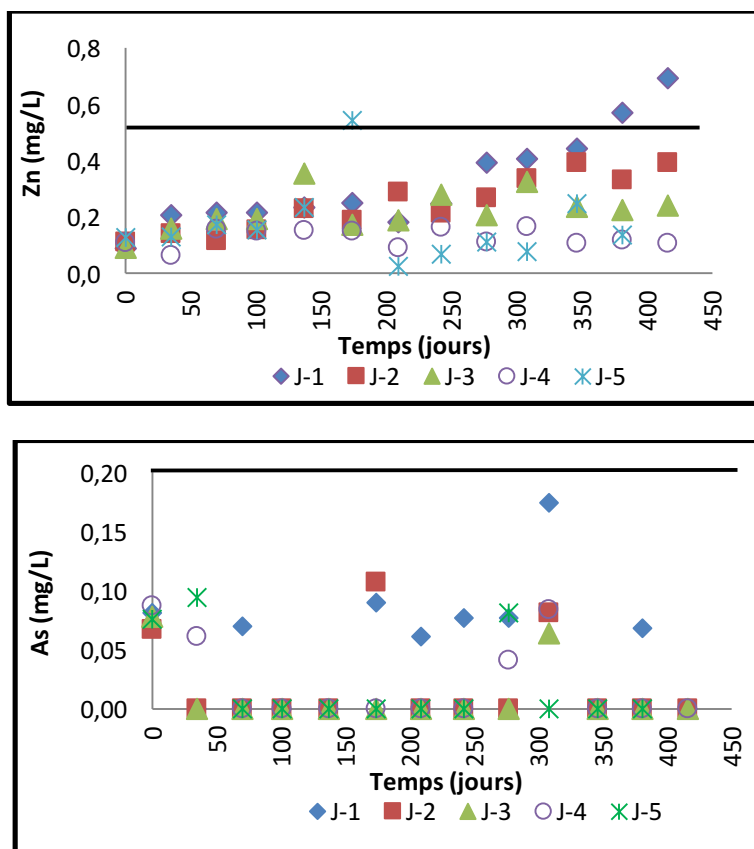


Figure 4-12 : Concentrations ponctuelles du zinc et de l'arsenic dans les lixiviats des colonnes Joutel : J-1 (témoine), J-2 (10 cm sable), J-3 (n.p.s), J-4 (CEBC 30 cm silt), J-5 (CEBC 60 cm silt)

Pour les colonnes Joutel, on remarque une stabilisation des concentrations des éléments et métaux lixiviés à l'exception des colonnes J-1 et J-2 qui démontrent plus de variations. Une tendance à la hausse pour le zinc dans les eaux de lixiviation est observable.

Tous les éléments sont demeurés sous les limites de la directive 019 sauf pour la concentration en zinc dans la colonne J-1 (témoine) des résidus Joutel qui a dépassée la norme depuis le jour 340 et semble suivre une tendance à la hausse. Toujours pour la colonne (J-1) témoin, l'arsenic s'est approché la limite de la directive, qui est de 0,2 mg/L sans toutefois la dépasser. Pour les colonnes Joutel, la dissolution de l'arsenic (As) est plus élevée pour les colonnes non et faiblement recouvertes : J-1 et J-2 et il y a une corrélation entre la dissolution des sulfures (pyrite) et la concentration d'arsenic dans l'eau de lixiviation (Figure 4-13).

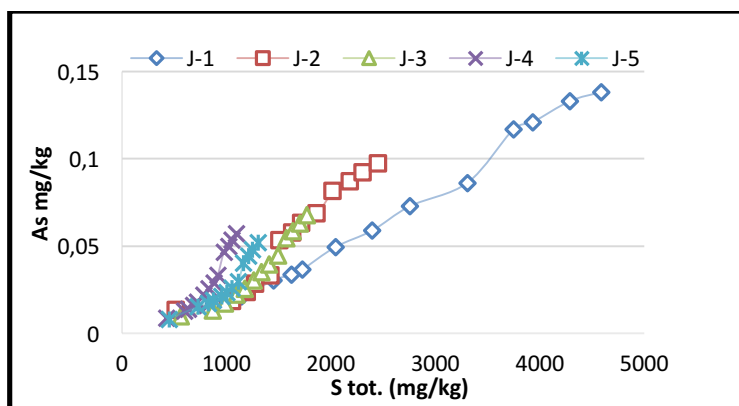


Figure 4-13 : Charges cumulatives normalisées d'As vs S_{tot} pour les colonnes Joutel

Dans ce qui suit, les concentrations des mêmes éléments sont présentés sous forme de charge cumulative normalisée (Figure 4-14). Cette représentation, tenant compte des volumes d'eaux recueillis, permet de comparer les comportements géochimiques des résidus durant les essais en éliminant l'effet de dilution provoqué par des volumes différents de lixiviats.

En effet, dans les CEBC, il se produit une légère perte d'humidité à la surface de la couche de silt. Lors des rinçages, une certaine quantité d'eau est retenue dans la couche de silt pour compenser cette perte d'humidité. Cette quantité d'eau piégée dans la couche de rétention diminue le volume des lixiviats sortant de la colonne après chaque cycle de lixiviation. Ainsi, les volumes de lixiviats recueillis diffèrent selon les types de recouvrements, (voir tableau annexe A) ~600 à 1500 ml pour les colonnes avec CEBC et entre ~1200 et 2000 ml pour les autres colonnes. La charge cumulative est normalisée par la masse sèche initiale des résidus (kg) mis en place dans les colonnes, ce qui permet de comparer les résultats pour toutes les colonnes sur une base commune et de réduire l'impact de la dilution.

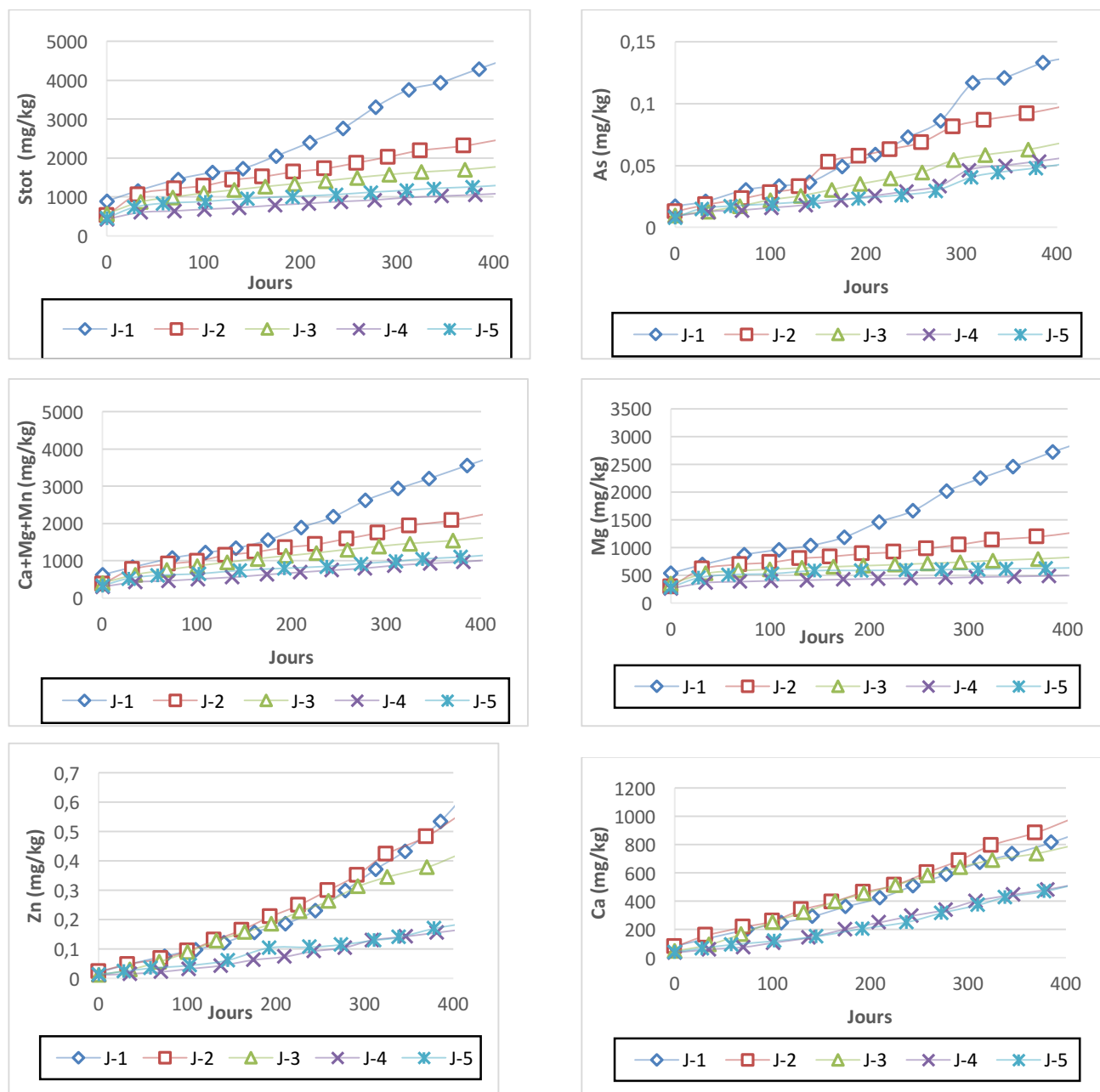


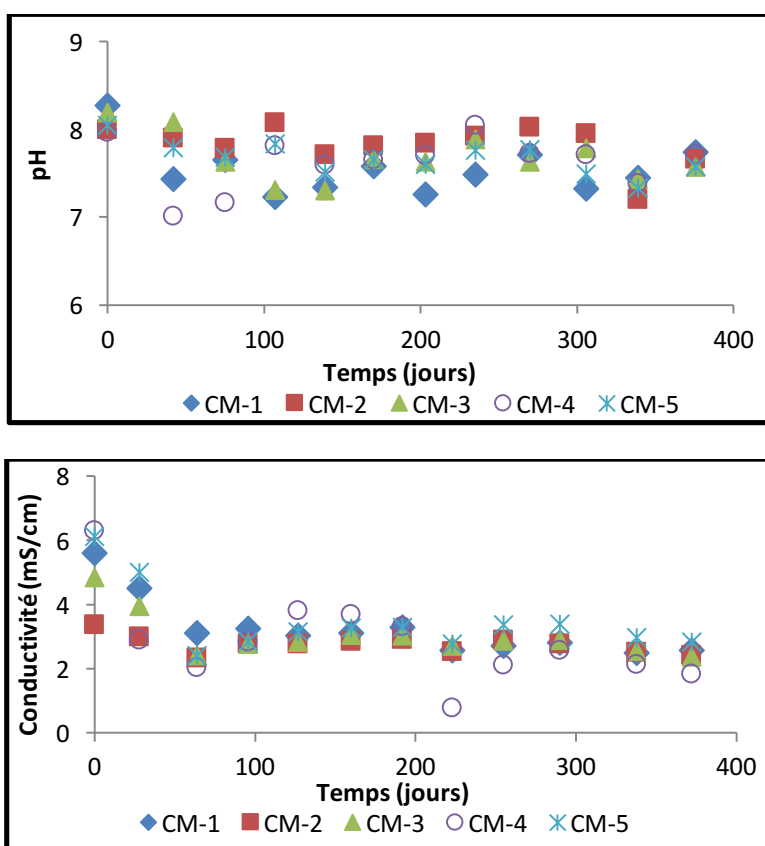
Figure 4-14 : Charges cumulatives normalisées pour les colonnes Joutel : J-1 (témoin), J-2 (10 cm sable), J-3 (n.p.s), J-4 (CEBC 30 cm silt), J-5 (CEBC 60 cm silt)

L'observation des courbes démontre que pour la colonne J-1, les concentrations sont à la hausse depuis le jour 170. Tel que démontré par l'observation des concentrations ponctuelles, certains éléments subissent des hausses périodiques ce qui accentue les pentes des graphiques des éléments cumulés pour cette colonne. On remarque aussi la tendance à la hausse pour le zinc et l'arsenic des

colonnes J-1 et J-2 sous cette représentation. Les graphiques démontrent bien l'effet des méthodes de recouvrement sur la quantité d'éléments lixiviés. En effet, la colonne témoin a généralement les valeurs les plus élevées, ensuite les courbes sont dans le même ordre que l'efficacité escomptée des méthodes de recouvrement, de la simple couverture de sable (J-2) aux la CEBC (J-4 et J-5).

4.3.2 Qualité de l'eau pour les colonnes Canadian Malartic

Le suivi complet de la qualité de l'eau a également été effectué pour les colonnes contenant les résidus Canadian Malartic et les résultats sont présentés aux figures 4-15 à 4-19). Le pH est demeuré neutre (entre 7 et 8) pour toutes les colonnes et sur la durée entière des essais.



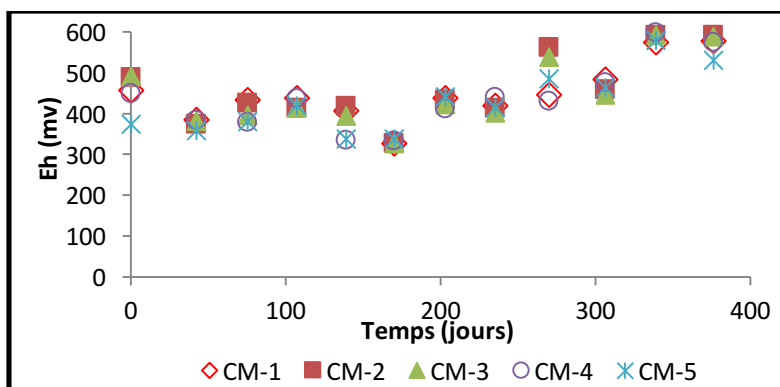
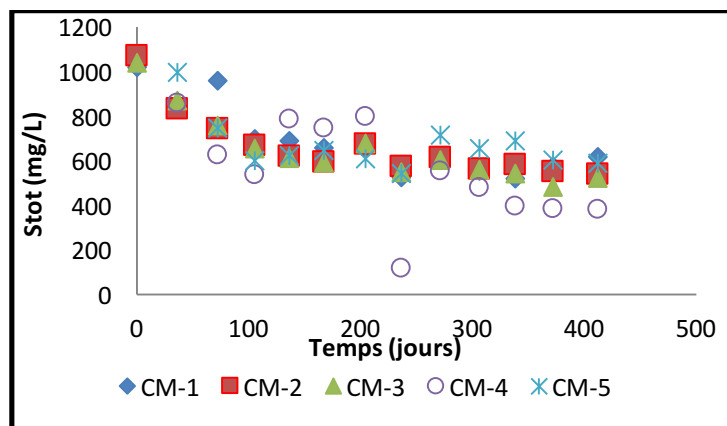


Figure 4-15: Graphiques du suivi du pH, de la conductivité et du Eh pour les colonnes Canadian Malartic : CM -1 (témoin), CM-2 (10 cm sable). CM-3 (n.p.s), CM-4 (CEBC 30 cm silt), CM-5 (CEBC 60 cm silt)

Les valeurs de conductivité se situent autour de 3 mS/cm toutes colonnes confondues, ce qui signifie que les réactions de dissolution des sulfures suivies des réactions de neutralisation, entraînent des ions en solution (Figure 4-15). Comme pour les colonnes Joutel, les valeurs de Eh se situant entre 300 et 600 mv confirment que les conditions sont oxydantes. L'acidité est faible (0 à 40 mgCaCO₃/L) relativement à l'alcalinité (0 à 300 mgCaCO₃/L) voir l'annexe A pour le suivi complet des mesures.

Les valeurs des concentrations ponctuelles en Stot pour toutes les colonnes Canadian Malartic démontre des valeurs très semblables (Figure-4-16).



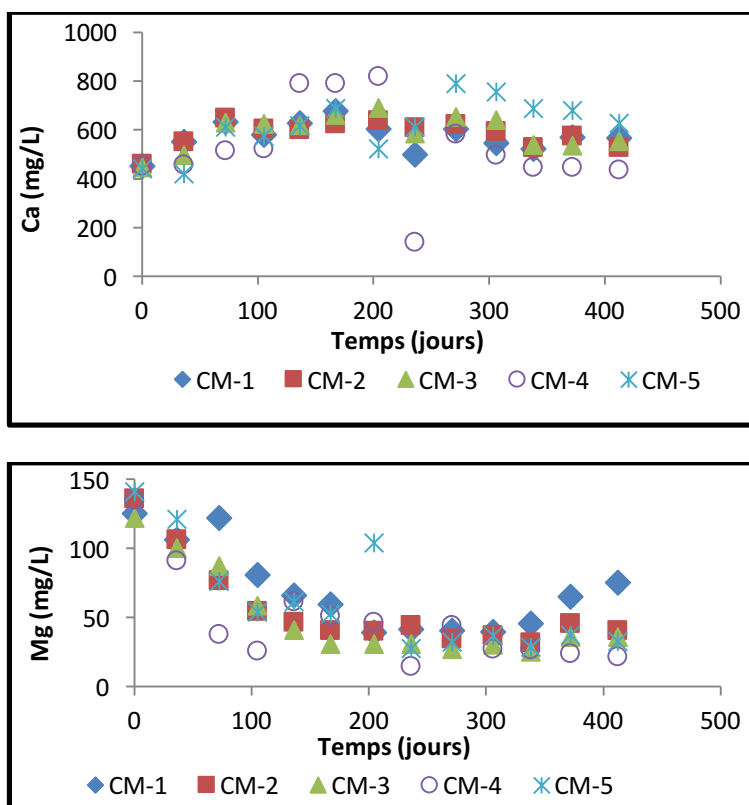


Figure 4-16 : Concentrations ponctuelles des éléments majeurs dans les lixiviats des colonnes Canadian Malartic : CM-1 (témoine), CM-2 (10 cm sable). CM-3 (n.p.s), CM-4 (CEBC 30 cm silt), CM-5 (CEBC 60 cm silt)

Les concentrations en S_{tot} et en Ca, pour les colonnes avec CEBC, sont plus élevées que pour la colonne témoin. Cela peut être occasionné par un temps de contact plus long avec les résidus dans les colonnes avec CEBC qui est en moyenne de 2 à 4 jours plus long que pour les autres colonnes ou par l'effet de concentration occasionné par un volume plus petit de lixiviats. La neutralisation de l'acidité produite par l'oxydation des sulfures s'effectue en majeure partie par la dissolution de la calcite qui est plus abondante dans les résidus (3%) et dans une moindre mesure par la dissolution de la dolomite qui compose 1% des résidus.

Les colonnes avec recouvrements (CM-3, CM-4 et CM-5) démontrent des concentrations lixiviées en Ca de 400 à 600 mg/L supérieures à celles du Mg qui sont inférieures à 80 mg/L. Les concentrations varient très peu pour les différents types de recouvrements et elles sont relativement stables à partir du jour 105 des essais en colonnes. Dans les eaux de lixiviation de la colonne CM-5, le pic de concentration de Mg apparaissant au jour ~204 est fort probablement causé par la

saturation des colonnes ayant eu lieu au jour 200 des essais, tel que mentionné précédemment. Cet ajout d'eau important a favorisé le lessivage du Mg dans l'eau.

Le graphique à la Figure 4-17 présente les concentrations ponctuelles d'un métal ayant approché ou dépassé les critères de la directive 019 lors des essais en colonne. La limite est indiquée par la ligne noire sur le graphique. Rappelons que le zinc, présent à 75 ppm dans les résidus, provient en partie de la pyrite à l'intérieur de laquelle il est présent sous forme de micro inclusions de sphalérite. Après le jour 204, cette colonne a démontré une hausse marquée des concentrations en Zn mais celle-ci a probablement été provoquée par la saturation des colonnes qui avait eu lieu peu de temps avant. La colonne témoin des résidus Canadian Malartic s'est approchée de la limite du zinc sans toutefois l'atteindre.

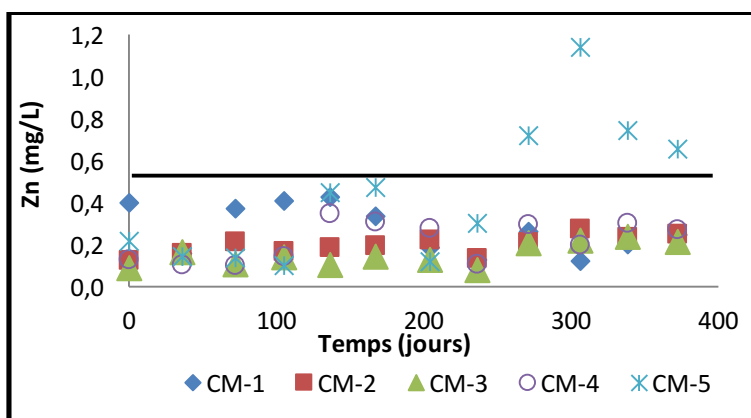


Figure 4-17 : Concentrations ponctuelles du zinc dans les lixiviats des colonnes Canadian Malartic : CM -1 (témoin), CM-2 (10 cm sable). CM-3 (n.p.s), CM-4 (CEBC 30 cm silt), CM-5 (CEBC 60 cm silt)

Les concentrations en Fe dissout (Figure 4-18) sont demeurées faibles, généralement inférieures à 0,2 mg/L dans toutes les colonnes malgré des concentrations en Stot élevées (400 à 800mg/L). Cependant, le fer est très peu soluble à pH neutre car il précipite sous forme d'(oxy)hydroxyde, alors il est attendu de mesurer que de très faibles concentrations.

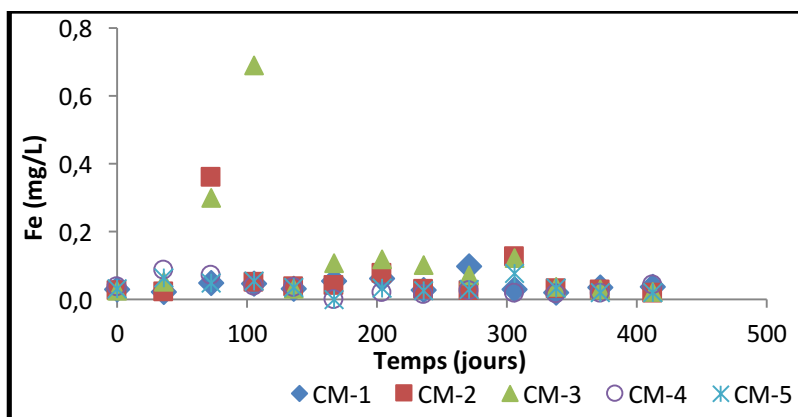


Figure 4-18 : Concentrations ponctuelles du Fe dans les lixiviats des colonnes Canadian Malartic

Les graphiques des charges cumulatives normalisées des éléments qui sont présentés à la Figure 4-19 démontrent clairement que la lixiviation des éléments est, en général, plus élevée pour les colonnes CM-1 et CM-2 et CM-3 que pour les colonnes CM-4 et CM-5. Ce qui n'était pas le cas dans la représentation sous la forme de concentrations ponctuelles. Encore une fois, ces différences sont attribuables à l'effet de concentration provoquée par les plus petits volumes de lixiviat récoltés dans les colonnes CM-4 et CM-5, avec CEBC, ou au temps de contact eau/résidus plus long pour ces mêmes colonnes. La présentation des espèces sous formes de charges cumulées normalisées permet de constater que les recouvrements jouent un rôle dans la qualité des eaux de lixiviation de résidus potentiellement générateurs de drainage neutre. En effet, les charges cumulées normalisées de S_{tot} , provenant de l'oxydation de la pyrite, sont plus élevées pour les colonnes non ou faiblement couvertes que pour les colonnes avec CEBC.

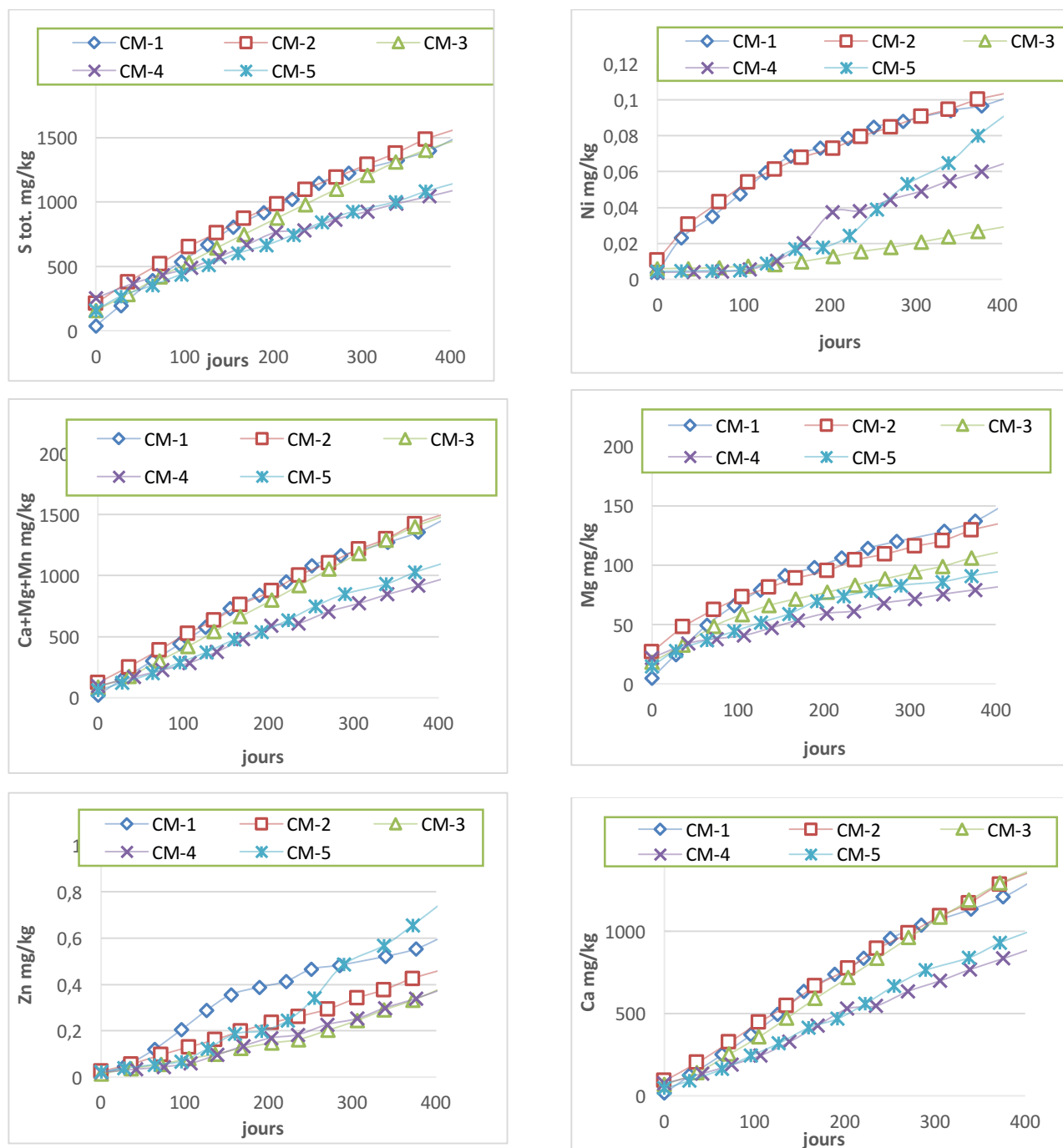


Figure 4-19 : Charges cumulatives normalisées pour les colonnes Canadian Malartic : CM -1 (témoin), CM-2 (10 cm sable), CM-3 (n.p.s), CM-4 (CEBC 30 cm silt), CM-5 (CEBC 60 cm silt)

On peut également noter l'augmentation marquée de la concentration en Zn après le jour 200, telle que précédemment décrite pour la colonne CM-5. Le nickel lixivié, présent à l'état de trace dans la pyrrhotite, affiche un comportement semblable au zinc pour les colonnes CM-4 et CM-5. Une

explication possible pour ces hausses anormales de concentrations après le jour 200 est une désorption de ces éléments provoquée par la saturation des colonnes.

Les produits de la neutralisation ($\text{Ca}+\text{Mg}+\text{Mn}$) présents dans les eaux de lixiviation suivent les mêmes tendances que pour les produits de l'oxydation (S_{tot}) signifiant que l'oxydation des sulfures et la neutralisation se produisent simultanément dans les colonnes et que la dissolution des carbonates se fait en réponse à la production de l'acidité.

En résumé, pour les deux résidus, le pH, la conductivité et le Eh démontrent des valeurs très semblables. Seul la colonne témoin des résidus Joutel donne des valeurs de conductivité nettement plus élevées. Le pH des lixiviats est demeuré neutre en tout temps à cause du potentiel de neutralisation significatif des carbonates, ce qui confirme le caractère neutre du drainage à court terme. L'évolution des sulfates dans les lixiviats suit celle des espèces neutralisantes ($\text{Ca}+\text{Mg}+\text{Mn}$) tout au long des essais.

La comparaison des charges cumulées de S_{tot} et des éléments neutralisants ($\text{Ca}+\text{Mg}+\text{Mn}$) pour les résidus de Canadian Malartic (Figure 4-19) et de Joutel (Figure 4-14) permet de constater que les produits de l'oxydation et de la neutralisation sont environ deux fois plus élevés pour les résidus Joutel. Or, tel que démontré lors de la caractérisation, la teneur en pyrite est environ 10 fois supérieure dans les résidus Joutel. Donc, lors des essais réalisés sur les deux résidus, la production de S_{TOT} et d'éléments neutralisants (Ca, Mg et Mn) n'est pas proportionnelle à la teneur en sulfures dans les échantillons au départ. Cela démontre l'intervention d'autres phénomènes sur la qualité des eaux de lixiviation par exemple la précipitation de minéraux secondaires qui peuvent atténuer la lixiviation d'éléments.

4.3.3 L'hydrolyse du fer

Les faibles concentrations ponctuelles de Fe dans les lixiviats des colonnes Joutel et Canadian Malartic ont été constatées lors des analyses chimiques et présentées aux Figures 4-11 et 4-18. Sous ces conditions de Eh, pH et température, celui-ci précipite sous forme d'hydroxydes et est retenu dans les résidus, comme le démontre le diagramme de la Figure 4-20. Le comportement géochimique des échantillons testés est examiné en représentant les projections des résultats d'analyses de pH et de Eh des lixiviats pour les colonnes Joutel et Canadian Malartic.

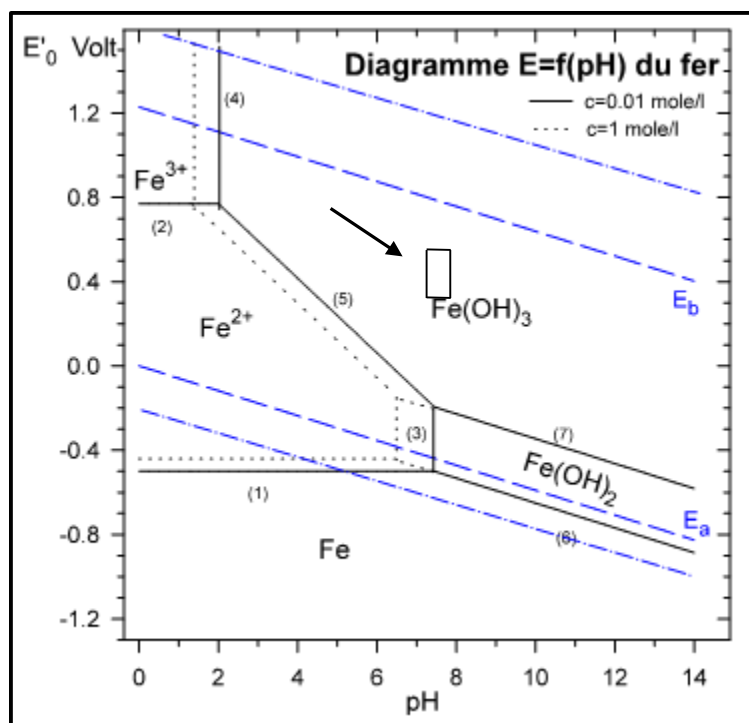


Figure 4-20 : Diagramme Eh-pH du Fe

Ceux-ci sont localisés dans le champ de stabilité des hydroxydes de fer. Le rectangle tracé situe les résultats d'analyses des lixiviats dans le domaine de stabilité du $\text{Fe}(\text{OH})_3$ et ce pour toutes les colonnes. En outre, sous ces conditions géochimiques, l'ion ferrique sous sa forme précipitée ne peut contribuer que faiblement à l'oxydation, ce qui implique principalement l'oxygène en tant qu'agent oxydant.

4.4 La précipitation de minéraux secondaires

La caractérisation chimique des résidus solides a révélé que plusieurs métaux/métalloïdes sont présents à l'état de traces dans les sulfures (Tableau 3.2) dont : l'As, Ba, Co, Cr, Cu, Fe, Mg, Mo, Mn, Ni, Se, Zn. La dissolution des sulfures suivie par la neutralisation entraînent de nombreux ions en solution et, selon les conditions de pH, Eh et température, plusieurs de ces éléments peuvent précipiter sous forme de minéraux secondaires et sont ainsi retenus dans les résidus. D'autres métaux ou éléments se trouvent plutôt sous leurs formes ioniques solubles et sont entraînés dans les eaux de lixiviation. Tel que démontré par les résultats d'analyses chimiques des eaux de lixiviation, seuls quelques uns des cations métalliques présents dans les résidus solides se retrouvent à des concentrations notables dans les lixiviats dont l'As, dans les lixiviats des colonnes

Joutel, le Ni, dans les lixiviats des colonnes Canadian Malartic et le Zn dans les lixiviats des deux résidus. À pH neutre (entre 7 et 8,3), la précipitation des autres métaux/métalloïdes sous forme de minéraux secondaires atténue leur concentration dans les eaux de lixiviation.

Dans ce projet, les calculs géochimiques de type équilibre thermodynamique ont été effectués pour calculer les indices de saturation qui renseignent sur les conditions favorisant la précipitation ou la dissolution des minéraux secondaires. Les minéraux secondaires pris en compte par le logiciel Vminteq sont multiples. Ces calculs supposent que les colonnes se retrouvent à l'état d'équilibre chimique, ce qui peut ne pas tout à fait être vrai pour les essais en colonnes puisque les temps de contact entre liquides et solides sont courts. On doit aussi garder à l'idée qu'il peut y avoir une sursaturation réelle causée par une lente cinétique de précipitation ou une sursaturation apparente causée par une filtration laissant passer les particules colloïdales (Nordstrom, 2012).

Les résultats de la modélisation présentés au Tableau 4.6 ont démontré qu'il y a précipitation possible de plusieurs familles de minéraux secondaires, dont plusieurs (oxy)hydroxydes de Fe. Ce tableau présente les résultats des calculs d'équilibre thermodynamiques pour les résidus Joutel et Canadian Malartic obtenus d'après les données d'analyses chimiques des lixiviats des colonnes témoins J-1 et CM-1 ainsi que des colonnes avec CEBC CM-4 et J-4 pour les cycles 2, 5, 9, 12. Les minéraux secondaires comportant un indice de saturation positif sont susceptibles de précipiter et ceux-ci sont nombreux en raison de la neutralité du pH. Beaucoup de ces minéraux sont communs aux deux résidus, mais il y a des différences notables.

Les minéraux secondaires et les métaux précipitant dans la famille des oxydes et hydroxydes sont plus nombreux pour les colonnes Joutel. En effet, outre l'hydrolyse du Fe, pour les deux résidus, la précipitation d'oxydes ou hydroxydes d'Al, de Co, et de Cu est possible. De plus, pour les colonnes Joutel, les éléments Mn et de Mg peuvent aussi précipiter sous formes d'oxydes et hydroxydes. Les minéraux de la famille des sulfates pouvant précipiter comprennent la barite, le gypse et l'alunite, ces deux derniers indiquant un indice de saturation positif que dans le cas de la colonne témoin Canadian Malartic. Le Mg pourrait aussi précipiter sous forme de carbonate pour les deux résidus. Plusieurs silicates, qui sont les mêmes pour les deux résidus, peuvent également précipiter sous ces conditions.

Tableau 4.6 : Minéraux secondaires indiquant un indice de saturation positif

Famille	Colonnes Joutel Minéraux	Cations précipités	Colonnes C-M Minéraux	Cations précipités
Oxydes et Hydroxydes	Al(OH) ₃	Al	Al(OH) ₃	Al
	Bixbyite	Mg	Bohemite	Al
	Bohemite	Al	CoFeO ₄ (s)	Co, Fe
	CoFeO ₄ (s)	Co, Fe	Ferrite cuivrique	Fe, Cu
	Diaspore	Al	Ferrihydrite	Fe
	Ferrite cuivrique	Fe, Cu	Lepidocrocite	Fe
	Ferrihydrite	Fe	Gibbsite	Al
	Lepidocrocite	Fe	Goethite	Fe
	Gibbsite	Al	Magnétite	Fe
	Goethite	Al		
	Hausmannite	Mn		
	Maghemite	Fe		
	Magnésioferrite	Mg, Fe		
	Magnétite	Fe		
	Tenorite (témoin)	Cu		
Sulfates	Barite	Ba	Barite	Ba
			Alunite (témoin)	K, Al
			Gypse (témoin)	Ca
Carbonates	Rhodochrosite	Mn	Rhodochrosite	Mn
Silicates	Chalcédoine	Si	Chalcédoine	Si
	Halloysite	Al	Halloysite	Al
	Imogolite	Al	Imogolite	Al
	Kaolinite	Al	Kaolinite	Al
	Quartz	Si	Quartz	Si

Tel qu'attendu, aucun minéral secondaire de zinc d'arsenic ou du nickel n'a démontré d'indice de saturation positif, ce qui est en accord avec le fait que nous les retrouvons en plus grande concentration dans les eaux de rinçage.

Les matériaux ont ensuite été mis à l'étuve afin de déterminer la teneur en eau massique (%w) par séchage. Ils ont ensuite été préparés pour les analyses chimiques, minéralogiques ainsi que la fabrication de sections polies, suivant les mêmes méthodes que pour la caractérisation initiale des matériaux frais (voir chapitre 3).

Les mesures de porosité avec un cylindre de volume connu ainsi que des mesures de la succion avec un tensiomètre (Jet Fill) ont été effectuées afin de confirmer les mesures effectuées par les sondes Watermark.

4.5.2 Profils des teneurs en eau volumiques et porosités mesurées au démantèlement

La teneur en eau (%w), le volume des résidus (V) ainsi que la densité relative (D_r) ont servis à déterminer les TEV et les porosités des matériaux sur le profil en entier de chaque colonne. Les résultats complets sont présentés à l'annexe D. Les porosités calculées lors du démontage ont permis de constater que les colonnes Canadian Malartic ont conservé leur porosité de départ, c'est-à-dire en moyenne 0,43 vs 0,44 au montage. Par contre pour les colonnes Joutel, les porosités au démantèlement ont démontrés une baisse relativement à la valeur de départ, qui s'est abaissée en moyenne à 0,39 comparativement à 0,44 au montage. Un certain tassement dans les résidus lors des essais est à l'origine de cette baisse de porosité. Ce tassement a été constaté par une diminution de la hauteur (1 à 2 cm) de la couche de résidus dans les colonnes contenant les résidus Joutel (J-1, J-3, J-4, J-5).

Les profils des TEV mesurées au démantèlement sont présentées aux Figures 4-22 et 4-23. Ces valeurs sont indiquées avec des barres d'erreurs qui ont été calculées pour des écarts de mesure des hauteurs de couches au démantèlement de $\pm 10\%$. Ainsi les volumes, les porosités et les TEV peuvent varier selon des valeurs de $\pm 10\%$ également.

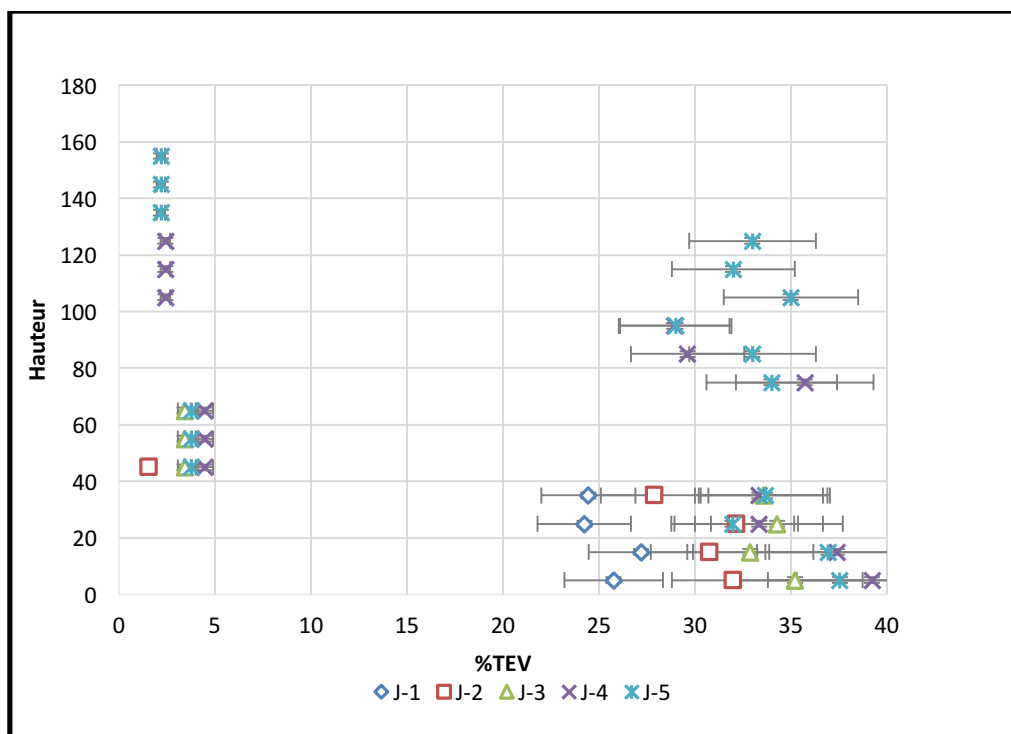


Figure 4-22 :Profils des TEV mesurés au démantèlement le dernier jour du cycle pour les colonnes Joutel

Pour les couches de résidus Joutel les valeurs calculées au démantèlement sont généralement plus élevées de 10% que celles indiquées par les sondes, sauf pour la colonne J-2. Pour les couches de résidus CM, les valeurs calculées au démantèlement sont aussi un peu plus élevées que celles indiquées sur les sondes, d'environ 10% pour CM-3 et CM-5, égales pour CM-1 et CM-2 et pour CM-4 c'est le contraire. Dans les couches de silt les TEV du démantèlement sont également environ 10% plus élevées que la valeur indiquée par les sondes, sauf pour J-5 en bas de la couche et CM-5 pour la couche entière.

Pour les colonnes Joutel (Figure-4-22), les profils démontrent que les TEV sont en général légèrement plus élevées à la base des couches de résidus. Les résidus des colonnes, J-4 et J-5 (CEBC) possèdent les TEV les plus élevés avec 30 à 40% et la colonne J-1 possède la TEV la plus faible avec 22 à 28%. Les couches de rétention des CEBC Canadian Malartic et Joutel démontrent des TEV semblables avec des valeurs moyennes de 33%.

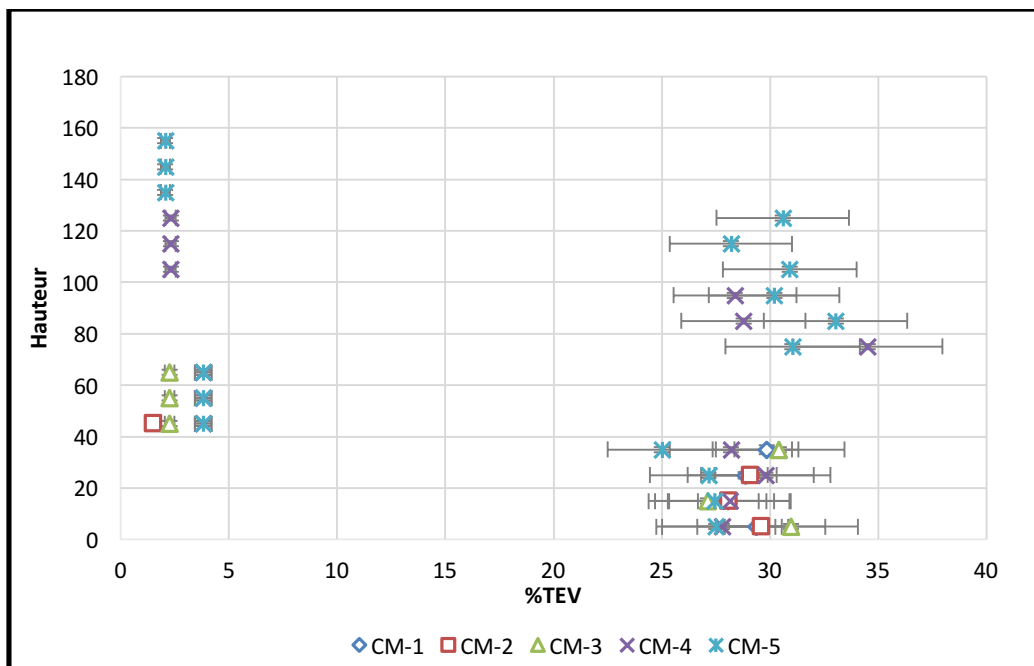


Figure 4-23 :Profils des degrés des TEV mesurés au démantèlement le dernier jour du cycle pour les colonnes Canadian Malartic.

Pour les colonnes CM, il y a peu d'écart entre les TEV dans les résidus de toutes les colonnes, en effet la colonne avec la TEV la plus faible est CM-5 avec 23 à 30% et CM-2 est la plus élevée avec 25 à 34%. Il y a peu de variations de TEV entre la base et le sommet des couches de résidus.

4.5.3 Description visuelle des résidus au démantèlement

Les tableau 4.7 et 4.8 présentent les principales observations visuelles des résidus lors du démantèlement des colonnes. La présence d'oxydation, de minéraux secondaires et de ciment d'(oxy)hydroxydes, l'humidité, la formation de chemins préférentiels est notée. La position de ces observations dans les colonnes est également indiquée. Des photographies des résidus au démantèlement sont jointes et mises en annexes.

Tableau 4.7 : Description visuelle des résidus Joutel au démantèlement

Description visuelle des résidus	Haut eur (cm)
J-1 : témoin	
Résidus oxydés, précipitation de sulfates en surface, peu compacts	39
Croûte indurée et entièrement oxydée	32-39
Résidus oxydés et indurés, formation minéraux secondaires, forte porosité (secondaire)	20-32
Résidus oxydés indurés (18 à 20) et moyennement oxydés	10-20
Moyennement oxydés, très durs, peu humides	0-10
J-2 : n.p.s modifiée	
Croûte indurée et oxydée	0-2mm
Partiellement oxydés avec marbrures et sur les bords, peu humide	30-40
Partiellement oxydés marbrures et sur bords, moyennement humide	20-30
Partiellement oxydés avec marbrures et sur les bords, peu humide	10-20
Partiellement oxydés avec marbrures et sur les bords, relativement humide	0-10
J-3 : n.p.s	
Présence d'une croûte de 1 à 2 mm d'oxydes de fer et fissure avec oxydation en surface	38-40
La totalité de l'épaisseur est dans l'ensemble peu oxydée, celle-ci se propage le long d'une fente en continuité avec les couches voisines. De l'oxydation est également localisée en bordure possiblement causée par un manque d'étanchéité au niveau des sondes.	2-38
Les 2 premiers mm des résidus sont oxydés et indurés.	0-2
J-4 : CEBC (30cm silt)	
Oxydation 1mm à la surface et autour des sondes avec chemin préférentiel	30-38
Trace d'oxydation à l'intérieur	20-30
Oxydation localisée seulement sur la bordure	10-20
Oxydation sur bordure et fond (1mm)	0-10
J-5 : CEBC (60 cm silt)	
Oxydation localisée autour des sondes et au premier mm à la surface des résidus	30-38
Oxydation localisée le long d'un chemin préférentiel traversant la colonne d'un bord à l'autre de sa circonférence et se propageant dans l'autre couche jusqu'à la base.	0-30

Tableau 4.8 : Description visuelle des résidus Canadian Malartic au démantèlement

Description visuelle des résidus	Hauteur à partir de la base (cm)
CM-1 : témoin Pas d'oxydation Résidus de surface peu compacts, très fins avec petites fentes de retrait	40
CM-2 : n.p.s modifiée Présente des traces d'oxydation	10-20
CM-3 : n.p.s Présente un peu d'oxydation	2-10
CM-4 : CEBC (30cm silt) Traces d'oxydation sur bordure Un peu d'oxydation entre 24 et 28cm Traces d'oxydation, résidus brunâtres	30-38,5 24-28 0-20
CM-5 : CEBC (60 cm silt) Traces brunes oxydation seulement le long de la bordure Un peu d'oxydation Trace d'oxydation en bordure de la colonne Couche plus oxydée que les 2 premières Résidus un peu oxydés brunâtres avec mouchetures ocre Traces d'oxydation	38-40 36-38 23-24 20-30 10-20 0-10

4.5.4 Composition chimique et minéralogique finale des résidus

Les graphiques qui suivent démontrent les profils complets des éléments chimiques majeurs dans les résidus Joutel (Figure 4.24) et Canadian Malartic (Figure 4.25) à la fin des essais en colonnes. Les résultats ont été obtenus par analyses chimiques à l'ICP-AES des résidus séparés par tranches

de 10 cm lors du démantèlement (Figure 4-25).

-Résidus Joutel

En général, les profils des produits de l'oxydation de la pyrite (S et Fe) et des éléments neutralisants (Ca et Mg) de la Figure 4-24 démontrent des concentrations inférieures pour les colonnes J-1 et J-2 que pour les colonnes avec n.p.s et CEBC, J-3, J-4 et J-5.

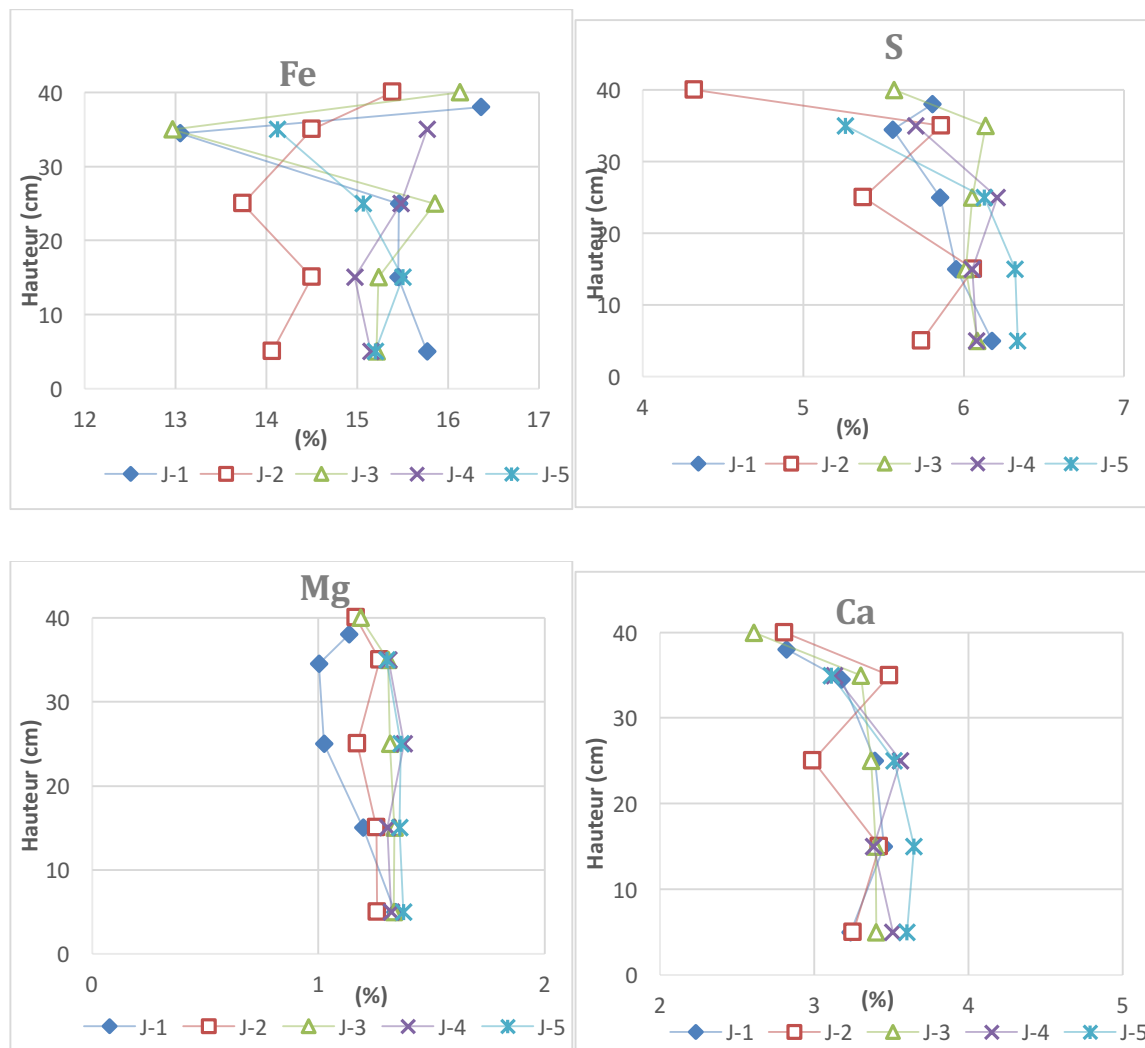


Figure 4-24 : Profils complets des concentrations chimiques finales des éléments majeurs dans les colonnes avec résidus Joutel

Cela est attribué à une lixiviation plus intensive de ces éléments dans les colonnes J-1 et J-2 lors des cycles successifs, tel que confirmé par l'analyse chimique des lixiviats. De plus, le profil du

fer démontre un enrichissement en haut des colonnes J-1, J-2, J-3 et J-4, ce qui confirme sa précipitation sous forme d’(oxy)hydroxydes). La colonne J-1 possède des concentrations en Fe, en S et en Ca plus élevées que pour la colonne J-2, ce qui démontre la précipitation plus intensive de minéraux secondaires (oxy)hydroxydes et de gypse dans la colonne témoin. Cela corrobore aussi les observations visuelles des résidus lors du démantèlement qui démontrait une précipitation beaucoup plus intensive dans la colonne témoin.

Ces analyses chimiques ont été complétées par l’analyse de la composition minéralogique des résidus de surface qui est présentée en annexe. Comme le pourcentage des minéraux est calculé sur une base relative, et que la quantité de minéraux secondaires amorphes est inconnue, ces résultats ne peuvent être comparés avec les proportions initiales des minéraux dans les résidus. Néanmoins, une précipitation de gypse à l’intérieur de la colonne témoin J-1 a été confirmée par l’analyse minéralogique. Le pourcentage total en soufre et carbone ainsi que les sulfates ont également été analysés pour la tranche de surface des résidus de chaque colonne et le Tableau 4.9 présente ces résultats.

Tableau 4.9 : Analyse du soufre et carbone par fournaise à induction des 8 à 10 cm de la surface des résidus à la fin des essais en colonnes.

	% C	% S _{tot}	%S _{sulfates}	%S _{sulfures}	%Diminution S _{sulfures}	% Diminution C
Joutel départ	3,48	7,01	0,46	6,55		
D-J1(30-40)	2,71	6,29	1,21	5,08	1,47	0,77
D-J2(30-40)	3,14	6,49	1,14	5,35	1,20	0,34
D-J3(30-38)	3,49	6,65	0,42	6,23	0,22	0
D-J4(30-38)	3,47	6,32	0,27	6,05	0,5	0,01
D-J5(30-38)	3,30	6,07	0,26	5,81	0,74	0,18

Les 2 premières colonnes du tableau indiquent les pourcentages en soufre et carbone et la troisième

indique le pourcentage de soufre sous la forme de sulfates dans ces mêmes tranches. Ainsi, en les comparant avec la teneur en S_{sulfures} de départ qui était de 6,55%, nous pouvons déterminer la diminution de S_{sulfures} dans la tranche superficielle des résidus des colonnes Joutel. L'ensemble de ces résultats confirme un épuisement des sulfures et des carbonates plus important pour les colonnes J-1 et J-2 comparativement aux colonnes J-3 à J-5.

-Résidus Canadian Malartic

Les analyses de la composition chimique et minéralogique finale des résidus Canadian Malartic sont présentées à la Figure 4-25.

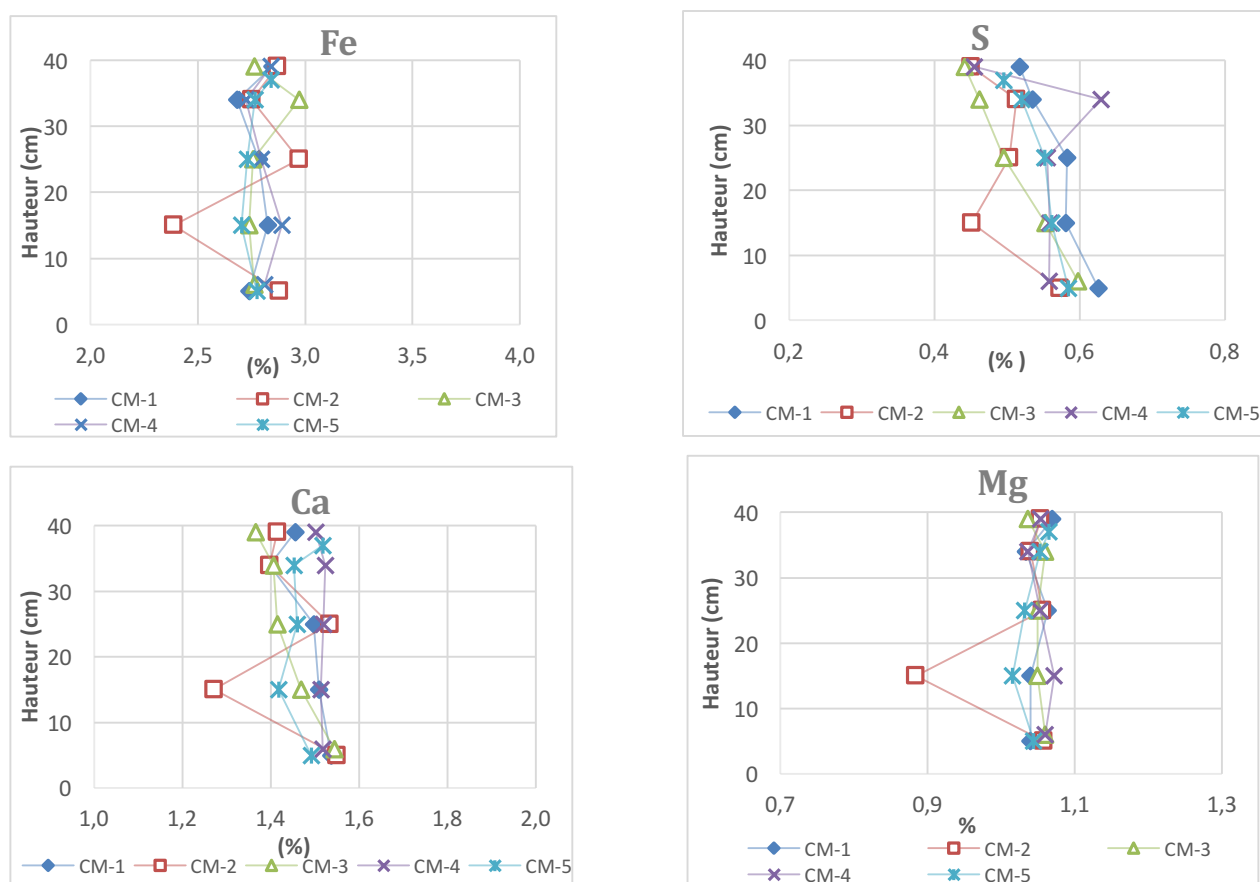


Figure 4-25 : Profils complets des concentrations chimiques finales des éléments majeurs dans les colonnes avec résidus Canadian Malartic

En excluant la colonne CM-2, les profils démontrent peu de variation des concentrations en éléments majeurs de la base au sommet des résidus à l'exception du S et du Ca qui démontrent une

légère baisse de concentration en surface. Pour l'élément Fe, il n'y a pas de diminution de concentration en surface puisque celui-ci précipite sous forme d'(oxy)hydroxydes, ce qui avait été démontré par les calculs d'équilibre thermodynamique présentés auparavant ainsi que les observations au MEB. Les calculs d'équilibre prédisaient aussi la précipitation de sulfates dans la colonne témoin, ce qui explique que les concentrations en S sont élevées pour cette colonne, malgré une charge cumulée lixiviée supérieure à celles lixiviées par les colonnes CM-4 et CM-5. Le profil de la colonne CM-2, démontre une consommation plus soutenue des éléments oxydants et neutralisants en profondeur dans la tranche (10-20 cm), cette tranche comportait des traces visibles d'oxydation au démantèlement.

Ces analyses chimiques ont été complétées par les analyses de la composition minéralogique des résidus de surface qui peuvent être retrouvées en annexe. Ces analyses minéralogiques démontrent une réduction par rapport à la teneur en pyrite initiale pour toutes les colonnes. Mais encore une fois, les % calculés sont relatifs et ne tiennent compte que des minéraux détectés par le diffractomètre. L'analyse minéralogique confirme aussi la précipitation de gypse dans la colonne témoin (CM-1), ce que suggérait également les calculs d'équilibre. Par ailleurs, ces analyses démontrent une diminution marquée de la concentration en chlorite $(\text{Fe,Mg,Al})_6(\text{Si,Al})_4\text{O}_{10}(\text{OH})_8$ dans toutes les colonnes (1,49% à 1,73%) par rapport à leur teneur initiale de 4,17% ce qui présume que ce minéral, de la famille des silicates, pourrait participer à la neutralisation.

Le tableau 4.10 présente le pourcentage total en soufre, carbone et en sulfates pour une tranche de 2 cm à la surface des résidus. Cette analyse des résidus de surface confirme une diminution d'environ 0,3% de S_{sulfures} dans l'ensemble des colonnes par rapport à une concentration de départ de 0,84% en S_{sulfures} , ce qui signifie qu'environ le tiers de la pyrite des 2 premiers cm de surface des résidus a réagi lors des essais. L'analyse du % carbone démontre une diminution du %C d'environ 0,04% par rapport au % de départ qui était de 0,43%, ce qui signifie une perte du contenu en carbonates d'environ 10% pour ces colonnes.

Tableau 4.10 : Analyse des pourcentages en soufre, carbone et sulfates des 2 premiers cm de la surface des résidus

	% C	% S _{tot}	%S _{sulfates}	%S _{sulfures}	%Diminution S _{sulfures}	% Diminution C
CM initial	0,43	0,84	0	0,84		
D-CM1(38-40)	0,39	0,67	0,10	0,57	0,27	0,04
D-CM2(38-40)	0,38	0,57	0,05	0,52	0,32	0,05
D-CM3(38-40)	0,40	0,57	0,05	0,52	0,32	0,03
D-CM4(38-40)	0,39	0,57	0,04	0,53	0,31	0,04
D-CM5(38-40)	0,44	0,63	0,05	0,58	0,26	0

4.5.5 Identification des minéraux secondaires au MEB

Un grand nombre des précipités secondaires peu cristallins ou presque amorphes ne diffractent pas et sont manqués dans l'analyse DRX comme par exemple les (oxy)hydroxydes Fe et Mn et les sulfates (Ruffell et Wiltshire 2004). En plus de fournir une aide pour l'identification de ces minéraux secondaires, l'imagerie par MEB a la capacité d'examiner des micro textures tels que des bordures altérées et les preuves de dissolution le long des fractures ainsi que la formation des précipités sur les bordures et à l'intérieur des fractures. Les observations au microscope optique et au MEB, ainsi que la cartographie et les microanalyses des résidus de surface ont permis d'observer et d'identifier la précipitation des (oxy)hydroxydes de Fe dans les colonnes témoins des résidus de Joutel (Figure 4-26) et de Canadian Malartic (Figure 4-27).

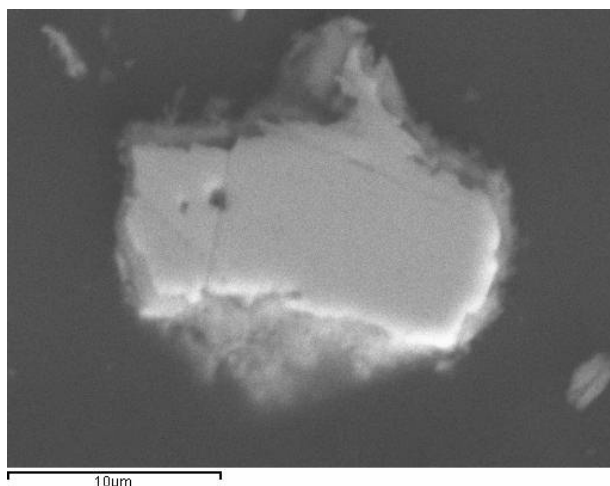


Figure 4-26 : Photo MEB de la formation d'un contour d'(oxy)hydroxydes de Fe autour d'un grain de pyrite dans les résidus Joutel

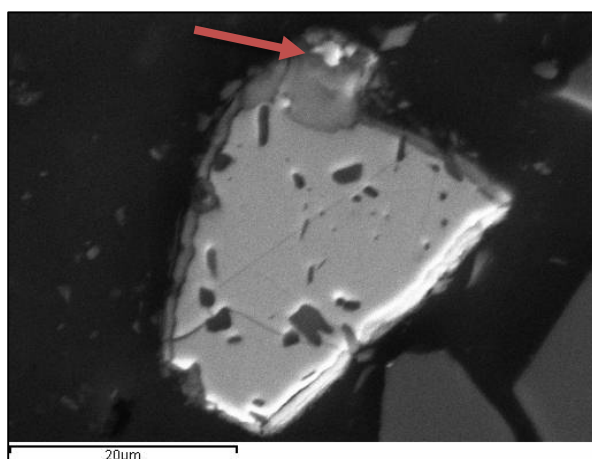
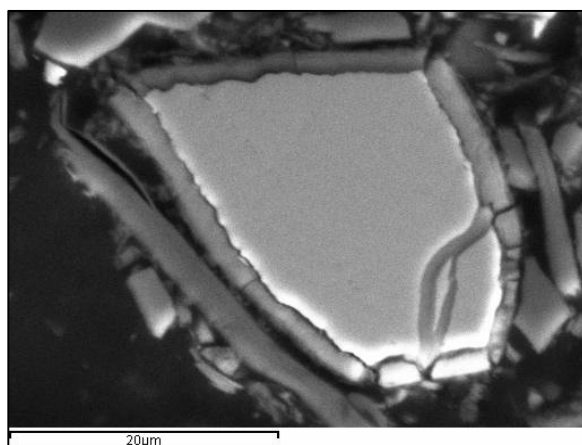


Figure 4-27: Photos MEB de la formation d'oxydes de fer (contours et fractures) de grains de pyrites dans les résidus C-M.

De plus, pour les deux résidus, les (oxy)hydroxydes de Fe contenaient parfois aussi du Mg et Mn. La précipitation de silicates secondaires, qui indiquait aussi des indices de saturation positifs lors des calculs d'équilibre, a également été observée.

4.5.6 Autres facteurs d'influence sur la réactivité de la pyrite

Les différences dans d'autres aspects liés aux sulfures, comprenant la surface spécifique, la cristallinité, la morphologie, la composition minérale et l'assemblage de sulfures, peuvent tous grandement influencer le taux d'oxydation (Evangelou., 1995).

Tel que démontré par les observations au MEB de la Figure 4-27, plusieurs grains de pyrite, dans les résidus de Canadian Malartic, comportent des fractures et de nombreuses inclusions, ce qui constitue des faiblesses dans le réseau cristallin et a le potentiel d'augmenter la vitesse d'altération de ces minéraux. Toute concentration de défauts du réseau cristallin dans un minéral tend à augmenter sa réactivité (Parbhakar-Fox et al., 2013). La substitution d'un élément dans un minéral peut déformer la structure de leur réseau cristallin, ce qui modifie ses propriétés physiques, augmentant ainsi la susceptibilité d'un minéral à la dissolution (Lehner et Savage, 2008). Ainsi, dans les résidus Canadian Malartic la pyrite, qui contient des inclusions et des traces d'autres métaux, peut être plus vulnérable à l'altération. Ceci peut expliquer le fait que les éléments en traces comme le Zn se retrouve rapidement dans l'eau de lixiviation.

De plus, l'effet galvanique, créée par la différence de potentiel entre deux espèces de sulfures distinctes en contact, augmente l'altération du minéral ayant le potentiel le plus faible. Tel que démontré par la photo du bas de la Figure 4-27, l'analyse du point plus brillant, indiqué par la flèche rouge, a révélé que ce minéral est de la pyrrhotite contenant des traces de nickel (Ni). L'altération autour de la zone entourant la pyrrhotite est plus marquée. Le taux de libération des métaux détermine si un problème de contamination se produira ou non. La dissolution oxydative des sulfures peut souvent être augmentée si elle est couplée galvaniquement à la pyrite, alors la détermination la vitesse de libération du métal doit tenir compte de l'assemblage des sulfures (Kwong et al., 2003).

CHAPITRE 5 : DISCUSSION ET INTERPRÉTATION DES RÉSULTATS

Le degré de performance requis par les recouvrements destinés à contrôler le drainage neutre contaminé (DNC) doit être évalué en laboratoire avant leurs conceptions. À des pH près de la neutralité, l'oxygène est le principal agent oxydant et la quantité d'oxygène atteignant les résidus est alors le facteur limitant le drainage minier (Lottermoster, 2005). La détermination d'un flux d'oxygène pour un contrôle efficace du DNC de résidus avec recouvrements était le principal but visé par ce projet de recherche. Pour le drainage acide, ce flux avait été fixé à $1-2 \text{ mol/m}^2/\text{an}$, pour des résidus frais, selon les précédents travaux de recherche.

L'efficacité d'un recouvrement se mesure à la différence apportée par l'ajout du recouvrement, comparativement à des résidus laissés exposés. Dans le cadre de ce projet, le critère de comparaison est la qualité de l'eau (concentrations des métaux), ce qui permet d'avoir une estimation indirecte de la réduction de la quantité de drainage neutre contaminé généré. Les difficultés à prédire le drainage neutre contaminé sont souvent reliées à la faible réactivité des rejets ainsi qu'aux faibles teneurs en métaux potentiellement nuisibles dans les lixiviats.

Les essais en colonnes ont été effectués sous des conditions favorisant l'oxydation des sulfures, c'est-à-dire à des positions de nappes phréatiques basses : 2,15 m pour les colonnes Canadian Malartic et 3,25 m pour les colonnes Joutel, en excluant les colonnes avec n.p.s. Cette position des nappes phréatiques imposait une succion à la base des colonnes et en conséquence, les TEV et degrés de saturation étaient maintenus relativement bas. L'infiltration répétée d'eau, le drainage, l'évaporation et l'oxydation favorisent les réactions géochimiques ainsi que la génération de minéraux secondaires solubles et non solubles lors du séchage. La température moyenne et constante de 23°C , au laboratoire, favorise les réactions géochimiques se produisant dans les résidus. À pH neutre et sous ces conditions de laboratoire, de nombreux éléments précipitent sous formes de minéraux secondaires, principalement le Fe sous forme d'(oxy)hydroxydes de fer (OHF) ainsi que le S et le Ca sous forme de sulfates.

5.1 L'influence du flux d'oxygène sur la qualité de l'eau de lixiviation

Tel que mentionné auparavant, les objectifs de conception des recouvrements pour la restauration des sites générateurs de DMA sont de limiter les flux d'oxygène à des valeurs comprises entre 20 et $40 \text{ g d'O}_2/\text{m}^2/\text{an}$, soit de $1 \text{ à } 2 \text{ mol/m}^2/\text{an}$ (Bussière et al., 2008). Les flux mesurés lors des essais

en colonnes se situaient entre 35 à 550 mol/m²/an, ce qui est très supérieur aux objectifs de performance généralement admis pour les sites générateurs de DMA.

La méthode de consommation donne le flux à un instant donné et, comme les mesures ont été effectuées à la fin des cycles, ces flux sont à leur maximums et sont la plupart du temps supérieurs aux flux obtenus par la méthode des sulfates. Afin que les résultats demeurent conservateurs, les flux d'oxygène utilisés dans l'interprétation sont ceux obtenus selon la méthode des sulfates. Cependant, pour les colonnes ayant démontré de la précipitation de gypse (CM-1, J-1 et J-2), les flux obtenus selon la méthode de consommation d'oxygène ont été retenus.

5.1.1 Influence du degré de saturation et de la teneur en pyrite sur les flux d'oxygène

Les degrés de saturation moyens ont été calculés d'après les TEV moyennes obtenues au démantèlement et les porosité moyennes des couches calculée au démantèlement. Pour les résidus de Canadian Malartic, cette porosité moyenne est déterminée à 0,44, alors que pour les résidus Joutel, qui ont subi un tassement, elle est de 0,39. Pour les couches de rétention (silt), les porosités moyennes vont de 0,40 à 0,43. Le Tableau 5.1 présente les degrés de saturation dans les colonnes, ces degrés ont été évalués en estimant à 10% les erreurs relatives à la prise des mesures au démantèlement.

Conformément à leurs faibles degrés de saturation, les flux des colonnes J-1 et J-2 avec 549 mol/m²/an et 232 mol/m²/an respectivement, sont substantiellement plus élevés que pour les colonnes avec recouvrements. Les colonnes avec CEBC, enregistrent les flux les plus faibles, soient 20 et 24 mol/m²/an respectivement. Les flux mesurés dans les colonnes Canadian Malartic diminuent aussi avec la mise en place des recouvrements. La colonne CM-4, avec une CEBC (30cm silt), est celle qui démontre la plus forte diminution du flux avec 37 mol/m²/an, par rapport à CM-1(témoin) à 87 mol/m²/an.

Tableau 5.1 : Degrés de saturation et flux d'oxygène selon la méthode de consommation pour les colonnes J-1, J-2 et CM-1 et selon la méthode des sulfates pour les colonnes J-3 à J-5 et CM-2 à CM-5.

	J-1	J-2	J-3	J-4 (silt)	J-5 (silt)	CM-1	CM-2	CM-3	CM-4 (silt)
S_r	0,61- 0,75	0,67- 0,81	0,82- 1,00	0,68- 0,84	0,74- 0,90	0,59- 0,73	0,64- 0,78	0,65- 0,79	0,68- 0,83
FluxO₂ (mol/m²/an)	549	232	37	20	24	87	41	52	37

5.1.2 Relation entre les flux d'oxygène à l'interface résidus/recouvrement et la lixiviation des métaux et métalloïdes

Les résultats de la qualité de l'eau de lixiviation, présentés au chapitre précédent ont démontré que les éléments qui se sont retrouvés dans les eaux de lixiviation, à des concentrations près ou légèrement supérieures à la limite permise par la directive 019, sont des éléments (Zn, As) qui n'étaient présents qu'à l'état de trace au départ dans les résidus. Les analyses élémentaires par cartographie au MEB ont permis de détecter la présence de ces deux éléments à l'état de traces dans la pyrite.

Le flux et, en conséquence, l'oxydation de la pyrite et autres sulfures sont diminués par la mise en place des recouvrements, limitant, par le fait même, le rejet des éléments problématiques (Zn et As) dans les eaux de lixiviation. Les Figures 5-1 et 5-2 présentent les charges cumulées lixiviées pour toute la durée des essais et les flux d'oxygène sur le même graphique. Les résultats de la colonne CM-5 ne sont pas présentés ici, puisque la saturation des colonnes a provoqué une hausse considérable de la concentration de zinc dans les eaux de lixiviation, tel que mentionné au chapitre précédent. L'apport d'eau supplémentaire dans la colonne a pu favoriser la lixiviation du zinc par solubilisation ou désorption. Ces résultats anormalement élevés sont alors exclus de

l'interprétation. Ce graphique démontre qu'il y a une bonne corrélation entre les flux d'oxygène et les quantités cumulées de zinc dans l'eau de lixiviation.

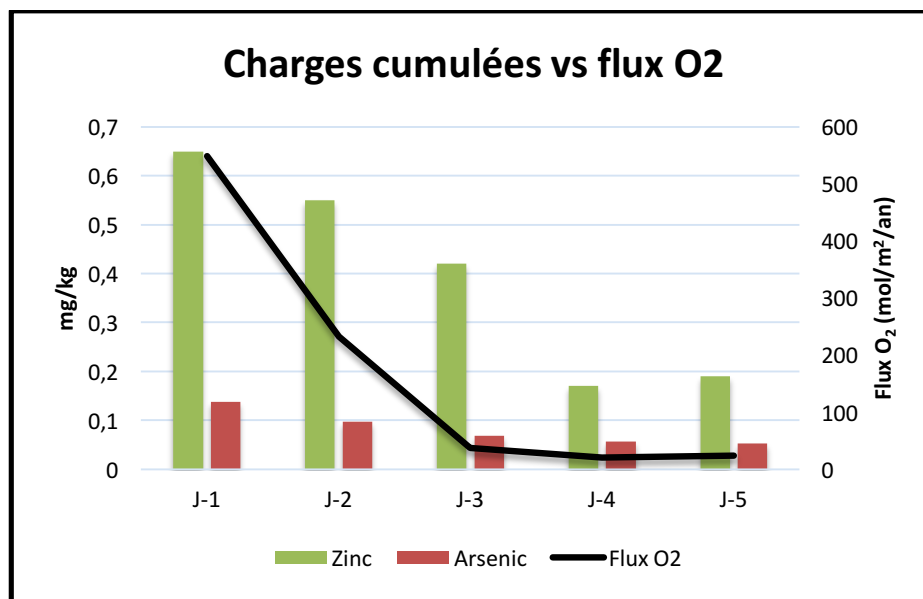


Figure 5-1 : Comparaison des concentrations cumulées normalisées de zinc et d'arsenic et du flux d'oxygène dans les colonnes Joutel.

Il y a une corrélation entre les flux d'oxygène et les quantités cumulées de zinc et d'arsenic dans l'eau de lixiviation. Les colonnes J-4 et J-5 (CEBC) affichent les productions en Zn et As les plus faibles et ce sont aussi ces colonnes qui ont démontré les flux d'O₂ les plus bas. Pour les résidus de Canadian Malartic, la présence des recouvrements diminue également les charges cumulées lixiviées (Figure 5-2).

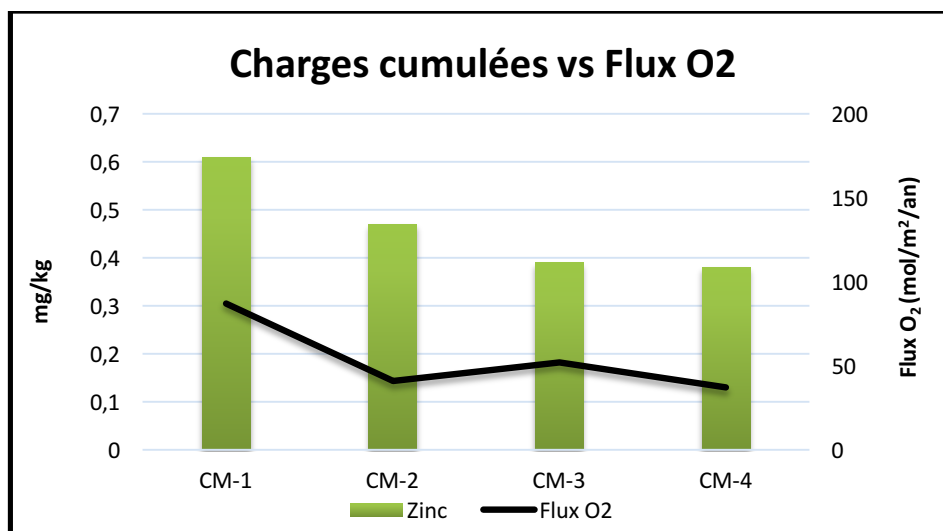


Figure 5-2 : Comparaison des concentrations cumulées normalisées de zinc et du flux d'oxygène dans les colonnes Canadian Malartic.

Clairement, la production de Zn dans les eaux de lixiviation est plus élevée pour les colonnes CM-1, J-1 (témoins) que pour les colonnes recouvertes. En outre, malgré que le flux de la colonne Joutel soit beaucoup plus élevé ($549 \text{ mol/m}^2/\text{an}$) que la colonne témoin des résidus Canadian Malartic ($87 \text{ mol/m}^2/\text{an}$), les quantités de zinc lixiviées sont similaires soient : $0,65 \text{ mg/kg}$ comparativement à $0,61 \text{ mg/kg}$.

Dans tous les cas, les charges cumulées normalisées pour le zinc sont très faibles $< \text{mg/kg}$. À la lumière de ces résultats, une diminution du flux d'oxygène par la mise en place d'un recouvrement peut améliorer la performance à contrôler la production d'éléments toxiques dans l'eau pour les résidus potentiellement générateurs de DNC.

5.1.3 Facteurs atténuant la lixiviation d'éléments chimiques

Les calculs d'équilibre thermodynamiques ainsi que les observations et les analyses des résidus suite aux essais, ont démontré la précipitation de minéraux secondaires dans l'ensemble des colonnes mais à divers degrés. Généralement, plus le flux d'oxygène est élevé et plus l'hydrolyse et la précipitation des métaux est augmentée. La précipitation de métaux et d'éléments, sous forme de minéraux secondaires, diminue leurs concentrations dans les eaux de lixiviation. Les faibles teneurs en métaux et métalloïdes, dans les eaux de lixiviation lors des essais, confirment bien la

présence de phénomènes d'atténuation, qui conditionnent la libération des métaux dans la phase aqueuse. Tant que le pH ne diminue pas sous la limite critique de la dissolution des (oxy)hydroxydes de Fe, ces précipités sont stables et constituent un piège pour les éléments potentiellement problématiques du drainage neutre contaminé (DNC). Donc, la formation d'(oxy)hydroxydes de Fe, en milieu oxydant contribue à l'atténuation des concentrations en métaux dans les eaux de lixiviation (Lindsay et al., 2009 ; Gunsinger et al., 2006b; McGregor and Blowes, 2002).

En plus de la précipitation, la sorption de Zn et d'As sur les (oxy)hydroxydes diminue la libération de ces éléments dans les lixiviats. Les analyses chimiques des résidus, suite au démantèlement, démontrent des concentrations plus élevées en Zn et As là où il y a précipitation d'OHF, principalement dans les colonnes J-1, J-2. Ceci explique le fait que pour des flux nettement plus élevés dans ces deux colonnes, les charges cumulatives lixiviées sont similaires aux autres colonnes.

5.1.4 Détermination du niveau de contrôle nécessaire pour contrôler la génération de DNC pour les résidus de Joutel et de Canadian Malartic

Puisque le critère servant à évaluer la qualité de l'eau de lixiviation est la concentration moyenne mensuelle des éléments à l'effluent final, tel que contenu dans la Directive 019, nous examinerons dans ce qui suit les concentrations ponctuelles maximales atteintes lors des essais en les comparant avec leurs flux respectifs pour chaque colonne. Pour les raisons mentionnées précédemment, les résultats de la colonne CM-5 ne sont pas présentés.

Les colonnes 3 et 5 du Tableau 5.2 indiquent les concentrations maximales atteintes, dans les colonnes Joutel, pour les éléments zinc et arsenic pour la durée totale des essais. Tous les éléments sont demeurés sous les limites de la directive 019, à l'exception du zinc dans la colonne témoin des résidus Joutel (J-1), qui a dépassé la norme depuis le jour 380 et semble suivre une tendance à la hausse (figure 4.12). Toujours pour la colonne témoin (J-1), l'arsenic a approché la limite de la Directive 019, qui est de 0,2 mg/L, sans toutefois la dépasser.

Le Tableau 5.3 indique que la colonne témoin des résidus Canadian Malartic a approché la limite du zinc sans toutefois l'atteindre.

Tableau 5.2: Flux d'oxygène et concentrations ponctuelles en Zn et As maximales dans les lixiviats ainsi que les critères de qualité d'eau pour les colonnes Joutel

Colonne	Flux O ₂ (mol/m ² /an)	Concentration ponctuelle maximum en Zn (mg/L)	Concentration en Zn moyenne mensuelle acceptable (mg/L)	Concentration ponctuelle maximum en As (mg/L)	Concentration en As moyenne mensuelle acceptable (mg/L)
J-1	549	0,70	0,50	0,17	0,20
J-2	232	0,40	0,50	0,11	0,20
J-3	37	0,33	0,50	0,06	0,20
J-4	20	0,17	0,50	0,08	0,20
J-5	24	0,25	0,50	0,08	0,20

Tableau 5.3 : Flux d'oxygène et concentrations ponctuelles en Zn et As maximales dans les lixiviats ainsi que les critères de qualité d'eau pour les colonnes Canadian Malartic

Colonne	Flux O ₂ (mol/m ² /an)	Concentration ponctuelle maximum en Zn (mg/L)	Concentration en Zn moyenne mensuelle acceptable (mg/L)
CM-1	87	0,43	0,50
CM-2	41	0,27	0,50
CM-3	52	0,24	0,50
CM-4	37	0,30	0,50

Conséquemment, il n'y a eu aucun dépassement de concentration dans l'ensemble des colonnes avec les résidus Canadian Malartic.

La détermination des flux d'oxygène limite a été effectuée en considérant un facteur de sécurité, qui limite à 0,30 mg/L la concentration ponctuelle maximale acceptable et à 0,1 ml/L la concentration ponctuelle maximale acceptable d'arsenic. En comparant les concentrations ponctuelles maximales obtenues pour les 13 cycles de lixiviations et les critères de la Directive 019, nous sommes en mesure d'estimer un flux d'oxygène acceptable pour chaque résidu. En se basant sur ces résultats, le flux maximal d'oxygène acceptable pour les résidus Joutel, se situe autour de 35 mol/m²/an. Pour les résidus Canadian Malartic, il se situe autour de 40 mol/m²/an.

Ces flux ne sont valables que pour les conditions et matériaux testés. De plus, d'autres phénomènes pourraient intervenir sans que ceux-ci impliquent de l'oxygène. D'autre part, ces résultats demeurent valables à condition que le potentiel de neutralisation ne s'épuise pas avec le temps, ce qui sera examiné de plus près dans ce qui suit.

5.2 Prédiction à long terme du potentiel de génération d'acidité

Tel que discuté auparavant, les essais cinétiques en colonnes sont utiles pour effectuer des prédictions à long terme du potentiel de génération d'acidité (PGA) sur des rejets miniers à potentiel incertain. Cette prédiction à plus long terme sur la qualité du drainage peut être réalisée en examinant l'évolution chimique des eaux, qui renseigne sur les taux de réaction du soufre provenant de l'oxydation des sulfures et de (Ca+Mg+Mn) qui proviennent des minéraux neutralisants présents initialement dans l'échantillon. Ainsi, les épuisements chimiques peuvent être réalisés et un temps avant l'épuisement des sulfures et des carbonates peut être évalué.

5.2.1 Les calculs d'épuisements

La vitesse d'oxydation de la pyrite dépend de plusieurs facteurs, y compris l'apport d'oxygène, la température et le pH (Yanful et al., 1998). Ainsi dans les essais en colonnes, les taux d'oxydation des sulfures et la précipitation des minéraux secondaires est accentuée par rapport au terrain, où une température semblable n'est atteinte que sur une courte période dans une année. Pour les colonnes Joutel, les taux d'épuisements sont présentés à la Figure 5-3.

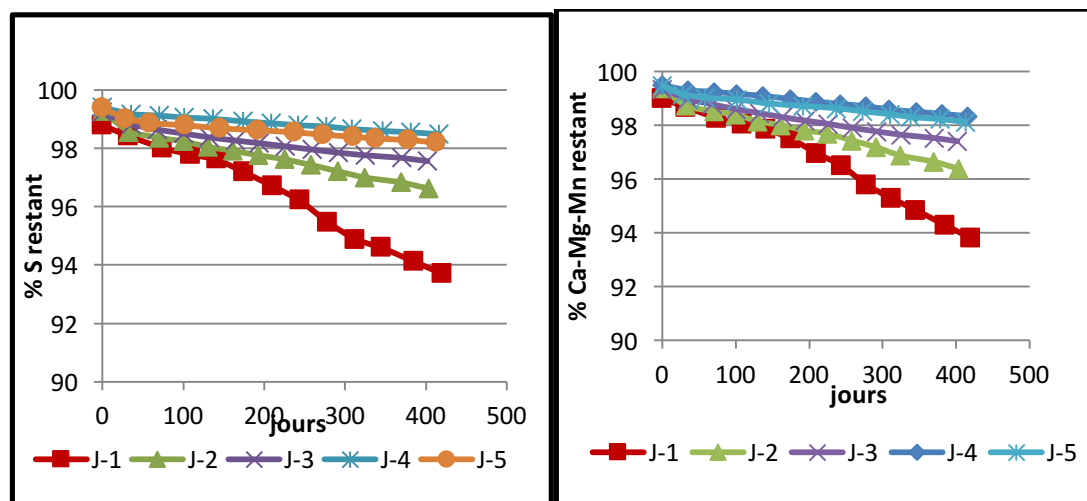


Figure 5-3 : Épuisements du S_{tot} et des produits de Ca-Mg-Mn dans les colonnes Joutel

Les réactions d'oxydation-neutralisation se sont produites plus rapidement dans la colonne témoin, tel que le témoignent les taux d'épuisement des produits de l'oxydation (S_{tot}) et des produits issus de la neutralisation (Ca-Mg-Mn). Il y a diminution des épuisements avec l'affaiblissement du flux dans les colonnes Joutel.

Le temps avant l'épuisement peut être obtenu en extrapolant les droites sur les graphiques d'épuisements. Ces résultats, fournis au Tableau 5.4, indiquent que les carbonates seront épuisés avant les sulfures, ce qui signifie qu'à long terme le drainage sera générateur d'acidité. La colonne J-1 démontre des temps similaires d'épuisement pour le soufre et les carbonates. Ceci peut être attribué à une précipitation accrue du Mg et du Mn sous forme d'(oxy)hydroxydes et de carbonates dans cette colonne, tel que démontré par les résultats des calculs d'équilibre thermodynamiques présentés au Tableau 4.1. La colonne témoin précipite davantage le Mg et le Mn, ce qui en conséquence augmente leur temps avant épuisement.

Tableau 5.4 : Temps d'épuisement du S et des éléments neutralisants (Ca+Mg+Mn) des colonnes Joutel

Colonne	J-1	J-2	J-3	J-4	J-5
Flux	549	232	37	20	24
Temps avant épuisement S (jours)	7862	17350	26750	49650	43085
Temps avant épuisement Ca-Mg-Mn (jours)	7822	14793	22030	36850	35475

Les mêmes calculs d'épuisement ont été faits pour les colonnes Canadian Malartic et la Figure 5-4 démontre les résultats obtenus.

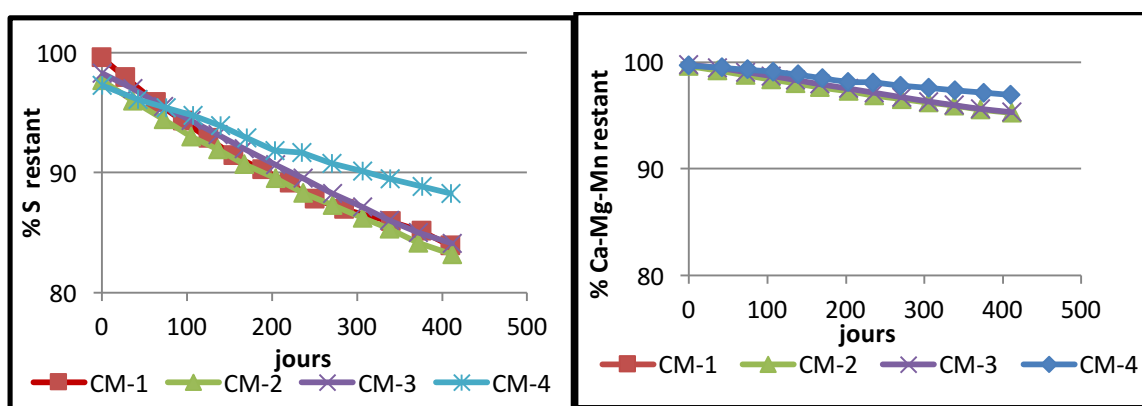


Figure 5-4 : Épuisements du S_{tot} et des produits de la neutralisation Ca-Mg-Mn dans les colonnes Canadian Malartic

Les taux d'épuisement du soufre sont substantiels et démontrent que l'oxydation des sulfures se fait rapidement sous ces conditions de laboratoire comparativement à l'oxydation des carbonates. La même diminution de l'épuisement avec l'affaiblissement du flux se produit pour les colonnes Canadian Malartic. Les taux d'épuisement plus faibles des carbonates se traduisent aussi par des temps d'épuisement plus long tel qu'indiqué au Tableau 5.5.

Tableau 5.5 : Temps d'épuisement du S et des éléments neutralisants (Ca+Mg+Mn) des colonnes Canadian Malartic

Colonne	CM-1	CM-2	CM-3	CM-4
Flux	87	41	52	37
Temps avant épuisement S (jours)	2645	2780	2800	4385
Temps avant épuisement Ca-Mg-Mn (jours)	8980	9210	8890	14050

Ainsi, les résidus Canadian Malartic sont non potentiellement générateurs d'acidité à long terme selon la prédiction avec les méthodes cinétiques, car les temps d'épuisement des carbonates sont environ trois fois plus longs que ceux des sulfures.

Malgré une concentration en pyrite de 1,5% comparativement à 13% pour les résidus Joutel, l'épuisement en soufre est plus considérable pour les résidus Canadian Malartic et il se situe à ~16% pour les colonnes CM-1, CM-2 et CM-3 comparativement à ~6% pour la colonne témoin Joutel. Comme il a déjà été mentionné, la réactivité des minéraux sulfureux est augmentée pour des degrés de saturation compris entre 20 et 80%. Les facteurs pouvant augmenter la réactivité des minéraux sulfureux sont nombreux et les interactions galvaniques sont possibles dans les résidus Canadian Malartic. D'autre part, l'environnement ambiant: le pH, le potentiel d'oxydation-réduction et la température sont d'autres facteurs influençant la vitesse d'oxydation des sulfures (Lottermoser, 2010 ; Éthier, 2011).

CHAPITRE 6 : CONCLUSION ET RECOMMANDATIONS

6.1 Conclusion

À ce jour, la gestion de l'environnement dans les mines, s'est principalement concentrée sur le problème du drainage acide lié aux résidus et aux stériles miniers. La grande responsabilité que représente le DMA pour l'industrie a, dans une certaine mesure, mis de côté d'autres problèmes de qualité de l'eau liés aux rejets miniers. Pour faire face aux normes concernant le rejet des métaux à l'effluent final, il est nécessaire de développer des stratégies de restaurations spécifiquement adaptées aux sites générateurs de DNC.

Le niveau de réactivité ainsi que la capacité de neutralisation des résidus déterminent les objectifs de conception des recouvrements. En général, lorsque le drainage est acide, cela entraîne des plus hauts taux d'oxydation des sulfures, puisque le Fe^{3+} participe aussi à l'oxydation. Ainsi, l'augmentation de la dissolution des métaux et de la concentration en éléments potentiellement nuisibles est souvent plus élevée que pour le DNC. Le contrôle du drainage neutre contaminé requiert des méthodes adaptées (techniquement et économiquement) à ses particularités. La présente étude s'est fondée sur l'hypothèse que le DNC ne requiert pas de méthodes de recouvrement aussi performantes à limiter la diffusion de l'oxygène que dans le cas du DMA.

À pH neutre, le phénomène à la base de la mobilisation des métaux dans l'eau est l'oxydation des sulfures par l'oxygène. Les sulfures sont présents principalement sous forme de pyrite à 13% dans les résidus Joutel et à 1,5% dans ceux de Canadian Malartic. D'autres sulfures sont présents en traces dans les résidus (chalcopryrite, pyrrhotite, sphalérite et arsénopyrite) et forme quelquefois des inclusions dans les cristaux de pyrite. Les résidus potentiellement générateurs de DNC faisant l'objet de ces essais, avaient des teneurs initiales en zinc sous forme de traces à des concentrations de ~70 ppm dans les 2 résidus ainsi qu'une concentration de 450 ppm d'arsenic dans les résidus de Joutel. De plus, les précédentes études ainsi que les résultats des caractérisations chimiques et minéralogiques des résidus de Canadian Malartic et de Joutel, considéraient comme faible leurs potentiels de lixiviation en métaux.

Une caractérisation minéralogique détaillée des résidus Joutel, a révélé des traces d'arsenic ~1% sous forme disséminée dans plusieurs cristaux de pyrite, qui constituent, en partie, la source

d'arsenic observée dans l'eau de lixiviation. La caractérisation a également permis de localiser la source de zinc dans les résidus Canadian Malartic qui se situe à l'intérieur de micro inclusions de sphalérite dans des cristaux de pyrite.

Les essais cinétiques accélèrent les taux d'altération des minéraux dans des conditions de laboratoire étroitement contrôlées fournissant ainsi des données utiles pour les modèles prédictifs de drainage minier. Ils permettent également de simuler plusieurs solutions de restauration et sont en mesure de bien reproduire la précipitation de minéraux secondaires. Les différentes méthodes de restauration expérimentées incluaient deux techniques, ayant déjà démontrées leur efficacité par le passé à contrôler le DMA ainsi que deux scénarios de moindre protection.

Le suivi du comportement hydrogéologique des colonnes, fournit par l'examen des teneurs en eau et des succions, a révélé que les positions basses des nappes phréatiques dans les modèles physiques de laboratoire, ont induits des succions dans les colonnes. Ces succions ont contribué à diminuer les degrés de saturation dans les matériaux ou les couches des recouvrements. Tel que démontré par le suivi, les flux d'oxygène sont directement influencés par cette diminution des degrés de saturation. Sous ces conditions d'expérimentation, les flux d'oxygène mesurés sont élevés comparativement aux flux mesurés dans les recouvrements ayant un degré de saturation $> 85\%$, normalement rencontré dans les recouvrements destinés à contrôler le DMA.

Conformément à leurs faibles degrés de saturation, les flux des colonnes J-1 et J-2 avec $549 \text{ mol/m}^2/\text{an}$ et $232 \text{ mol/m}^2/\text{an}$ respectivement, sont substantiellement plus élevés que pour les colonnes avec recouvrements. Les colonnes avec CEBC, enregistrent les flux les plus faibles, soient 20 et $24 \text{ mol/m}^2/\text{an}$ respectivement. La colonnes CM-1 démontre également le degré de saturation le plus bas le flux le plus élevé des colonnes Canadian Malartic avec $87 \text{ mol/m}^2/\text{an}$, la colonne avec CEBC enregistre aussi le plus faible flux soit $37 \text{ mol/m}^2/\text{an}$.

Les pH des eaux de lixiviation mesurée lors essais pour les 10 colonnes se sont maintenus entre 7 et 8,3 jusqu'à la fin des essais. Sous ces conditions géochimiques, les lixiviats se situaient dans le domaine de stabilité des hydroxydes de fer. Les calculs d'équilibre thermodynamiques, effectués d'après les résultats d'analyses chimique des eaux de lixiviation, ont aussi démontré une sursaturation pour ces (oxy)hydroxydes auxquels s'ajoutent, des (oxy)hydroxydes d'autres métaux (Mn, Al, Co, Cu, Mg), des sulfates, ainsi que des silicates et un carbonate.

Les observations macroscopiques et microscopiques au démantèlement, ont effectivement démontré la précipitation de minéraux secondaires dans l'ensemble des colonnes mais à différents degrés. Généralement, plus le flux d'oxygène est élevé et plus l'hydrolyse et la précipitation des métaux est augmentée. La précipitation de métaux et d'éléments, sous forme de minéraux secondaires, diminue leurs concentrations dans les eaux de lixiviation et celle-ci s'est produite de façon plus intensive dans les colonnes témoins.

Les taux d'épuisements des principaux éléments participants à l'oxydation et à la neutralisation ont été calculés avec les charges cumulées issues de la lixiviation des résidus pour la durée totale des essais. Les épuisements pour les colonnes Joutel vont de 6,3% pour la colonne témoin à 1,8% pour une CEBC. Alors que pour les résidus Canadian Malartic, ces épuisements sont plus considérables et se situent entre 15,9% pour les colonnes CM-1, CM-2 et CM-3 et 12,4% pour la CEBC. Pour les résidus Canadian Malartic, ces hauts taux d'épuisement peuvent être attribués, en partie, à la présence de nombreuses inclusions et micro inclusions de sphalérite (Zn) dans la pyrite, qui affaiblissent le réseau cristallin et augmente la réactivité de la pyrite. De plus la proximité de différents minéraux sulfurés à l'intérieur de la pyrite peut produire des réactions galvaniques, ce qui constitue un autre facteur probable pour expliquer ces forts taux d'épuisement.

Tel qu'attendu, cette étude a permis de vérifier que les flux d'oxygène à atteindre, avant d'observer un relâchement de métaux dans les lixiviats à des concentrations supérieures aux critères, sont plus élevés que pour ceux des résidus potentiellement générateurs de DMA. Ainsi, pour les résidus de Canadian Malartic, ce flux se situe autour de $40 \text{ mol/m}^2/\text{an}$ et, dans le cas de Joutel, il se situe autour de $35 \text{ mol/m}^2/\text{an}$.

L'estimation des temps d'épuisement classe les résidus Joutel potentiellement générateurs d'acidité à long terme puisque, selon les calculs, le contenu en carbonates sera épuisé avant le contenu en sulfures. La colonne témoin démontre des temps avant épuisements similaires pour les carbonates et des sulfures, mais cela semble attribué à une précipitation accrue du Mg et du Mn sous forme d'(oxy)hydroxydes et de carbonates dans cette colonne. À long terme, une diminution de pH est probable et la qualité du drainage pourrait se détériorer avec l'augmentation des concentrations lixiviées de zinc et d'arsenic. Les résidus de Canadian Malartic se classent potentiellement non générateurs d'acidité à long terme. Pour ces résidus la capacité de neutralisation demeure

suffisante pour qu'il n'y ait pas d'augmentation significative des concentrations en métaux à long terme.

Les facteurs contrôlant le taux de production d'éléments chimiques sont nombreux, parmi ceux-ci il y a le pH, le rapport liquide/solide, la distribution granulométrique des particules et les processus de surface y étant reliés (phénomènes de sorption, d'échange ionique, etc.), les mécanismes de transport du liquide et les équilibres thermodynamiques entre les substances. Cette étude démontre que la neutralisation exerce un contrôle important sur la mobilité des espèces en solution.

Ces résultats laissent présager que pour des résidus potentiellement générateurs de DNC, possédant des caractéristiques similaires, les solutions de restauration à mettre en place sur ces sites nécessitent des techniques moins performantes que pour les résidus générateurs de DMA. Chaque résidu possède des caractéristiques hydrogéologiques et une composition minéralogique uniques, les flux visés peuvent alors différer pour d'autres résidus potentiellement générateurs de DNC.

6.2 Recommandations

Les résultats de la caractérisation et des essais en colonnes obtenus dans le cadre de ce projet peuvent servir à construire des modèles numériques qui intègrent les conditions réelles des parcs à résidus (profondeur de la nappe phréatique et conditions météorologiques). De plus, des simulations avec des modèles de transports réactifs, tel que le logiciel mine 3P, qui intègre le transport des contaminants et le transport des fluides dans les résidus, serait approprié pour faire des prédictions.

Bien que les deux types de résidus possèdent une capacité de neutralisation semblable, les quantités de minéraux impliqués dans les réactions géochimiques diffèrent. La teneur en sulfures et en carbonates est ~10 fois plus importante dans les résidus de Joutel, ce qui a eu un impact sur les quantités de minéraux secondaires précipités et vraisemblablement sur la rétention des métaux par précipitation et sorption. Ainsi, il s'est formé davantage de minéraux secondaires, principalement sous forme d'oxy-hydroxydes de fer dans les résidus de Joutel et ceux-ci ont probablement joué un rôle dans la rétention des métaux/métalloïdes dissous présents dans l'eau de lixiviation. Cependant, aucune méthode d'analyse n'a permis de quantifier la production des minéraux secondaires et la proportion de métaux/métalloïdes retenus sur ces minéraux par la coprécipitation et la sorption. La

vérification de l'impact de la sorption par des tests de sorption pourrait être ajoutée à ces analyses ainsi que des procédures d'extraction séquentielles.

Les techniques utilisées en microscopie lors de ce projet permettent une caractérisation générale mais elles ont des limites : il est rarement possible d'identifier tous les minéraux et les éléments trace optiquement et toutes les phases ne peuvent pas être distinguées avec l'imagerie par MEB ou analyse qualitative EDS. La nature et la quantité des éléments en traces ainsi que des minéraux secondaires formés restent à être spécifiées et précisées à cet effet, des techniques plus poussées comme la microsonde pourraient être utilisées.

Il serait également intéressant d'investiguer davantage sur les interactions galvaniques possibles dans les résidus de Canadian Malartic et d'examiner l'influence des microstructures présentes à l'intérieur des minéraux (fractures, inclusions et éléments traces). Ces caractéristiques minéralogiques peuvent avoir une incidence sur les taux d'oxydation et la chimie des lixiviats.

D'autre part, il pourrait être utile de refaire des essais en colonnes avec des résidus possédant des teneurs plus élevées en éléments solubles à pH neutres (As, Zn, Ni, Pb, Cu....) afin de mesurer des quantités plus importantes d'éléments dans l'eau de lixiviation et d'observer plus facilement les changements minéralogiques et chimiques se produisant au cours des essais.

Finalement, des essais cinétiques sur des parcelles expérimentales sont présentement en cours dans les parcs à résidus de Canadian Malartic et de Joutel, alors il pourrait être intéressant de comparer les résultats des cellules de terrain avec ceux des colonnes témoins. Cela permettrait de vérifier si les essais en colonnes reproduisent fidèlement l'écoulement des fluides (eau et oxygène) et la qualité de l'eau de lixiviation des modèles de terrain. Cette comparaison permettrait en plus d'évaluer les effets de changement d'échelle et de conditions climatiques sur les réactions d'oxydation et de neutralisation ainsi que sur la précipitation de minéraux secondaires et la qualité de l'eau de lixiviation.

BIBLIOGRAPHIE

- Aachib, M., Mbonimpa, M. et Aubertin, M. (2004). Measurement and prediction of the oxygen diffusion coefficient in unsaturated media, with applications to soil covers. *Water Air and Soil Pollution*, 156 (1-4), 163-193.
- Aachib, M. (1997). Étude en laboratoire de la performance de barrières de recouvrement constituées de rejets miniers pour limiter le DMA. Ph.D. thesis, Department of Civil and Geological and Mining Engineering, École Polytechnique de Montréal, Montréal, Que.
- Adam, K., Kourtis, A., Gazea, B. et Kontopoulos, A. (1997). Evaluation of static tests used to predict the potential for acid drainage generation at sulfide mine sites. *Trans. Instn.Min.Metall. sect.A:min.industry*. 106: A1- A8.
- Adu-Wusu, C., Yanful, E. K., and Mian, M. H. (2001). Field evidence of resuspension in a mine tailings pond. *Canadian Geotechnical Journal*, Vol. 38, No. 4, pp. 796-808.
- Al, T.A., Martin, C.J., Blowes, D.W. (2000). Carbonate-mineral/water interactions in sulfide-rich mine tailings *Geochimica et Cosmochimica Acta*, Vol. 64, No. 23, pp. 3933–3948, 2000.
- Allison, J. D., Brown, D. S., et Novo-Gradac, K. J. (1991). MINTEQA2/PRODEFA2, a geochemical assessment model for environmental systems. Version 3.0, User's Manual, EPA/600/3-91/021, U.S. Environmental Protection Agency. 105p.
- Ammou, M. (1989). Microcaractérisation des solides : Méthodes d'observation et d'analyse. Centre Régional d'Analyse des Métaux. Valbonne, France. 541p.
- Amyot G. et Vézina, S. (1997). Flooding as a reclamation solution to an acidic tailings pond – the Solbec case, *Proceedings of the 4th International Conference on Acid Rock Drainage*, Vancouver, vol. 2, pp. 451-464.
- Anawar, H.M. (2015). Sustainable rehabilitation of mining waste and acid mine drainage using geochemistry, mine type, mineralogy, texture, ore extraction and climate knowledge. *Journal of Environmental Management* 158 111-121.
- Arya, L.M., Leij, F.J., van Genuchten, M.T., and Shouse, P.J., 1999. Scaling parameter to predict the soil water characteristic from particle-size distribution data: *Soil Science Society of America Journal*, vol. 63, 510–519.

ASTM Designation: D3152-06 Standard test method for capillarity-moisture relationships for fine-textured soils by pressure-membrane apparatus. Annual Book of ASTM Standards, Vol. 04.08.

ASTM Designation : D 2434-06 Standard test method for permeability of granular soils. Annual Book of ASTM Standards, Vol. 04.08.

ASTM Designation : D 5084 -03 Standard test method for measurement of hydraulic conductivity of saturated porous materials using flexible wall permeameter. Annual Book of ASTM Standards, Vol. 04.08.

ASTM Designation: D2216–10 Standard Test Methods for Laboratory Determination of Water (Moisture) Content of Soil and Rock by Mass.

ASTM D5084-90. (1997). Standard test method for measurement of hydraulic conductivity of saturated porous materials using a flexible wall permeameter. ASTM International.

ASTM D5856-95. (2000). Standard test method for measurement of hydraulic conductivity of porous material using a rigid-wall, compaction-mold permeameter. ASTM International.

ASTM D854 (2000). Standard test methods for specific gravity of soil solids by water pycnometer. ASTM International.

Aubertin, M., Fala, O., Molson, J., Gamache-Rochette, A., Lahmira, B., Martin, B., Lefebvre, R., Bussière, B., Chapuis, R.P., Chouteau, M. et Wilson G.W., (2005). Évaluation du comportement hydrogéologique et géochimique des haldes à stériles, 40 p.

Aubertin, M., Mbonimpa, M., Bussière, B., & Chapuis, R.P. (2003a). Development of a model to predict the water retention curve using basic geotechnical properties. Rapport EPM-RT-(2003)-01, Ecole Polytechnique de Montréal.

Aubertin, M., Bussière, B., et Bernier, L., (2002a). Environnement et gestion des rejets miniers. Manuel sur CD-Rom, Presses Internationales Polytechnique.

Aubertin, M., Bussière, B., Bernier, L., Chapuis, R., Julien, M., Belem, T., Simon, R., Mbonimpa, M., Benzaazoua, M. et Li, L., (2002b). La gestion des rejets miniers dans un contexte de développement durable et de protection de l'environnement. Congrès annuel de la Société canadienne de génie civil, Montréal, 5-8 juin 2002, Société canadienne de génie civil, 10 p.

- Aubertin, M. et Bussière, B., (2000). Programme des professeurs-chercheurs industriels du CRSNG Polytechnique-UQAT en environnement et gestion des rejets miniers, 30p.
- Aubertin, M., Aachib, M. et Authier, K., (2000). Evaluation of diffusive gas flux through covers with a GCL. *Geotextiles and Geomembranes*, 18 (2–4), 215-233.
- Aubertin, M., Bussière, B., Monzon, M., Joanes, A.M., Gagnon, D. Barbera, J.M., Aachib, M., Bédard, C., Chapuis, R.P., & Bernier, L. (1999). Etude sur les barrières sèches construites à partir des résidus miniers. Phase II , Essais en place. Rapport de Recherche, Projet CDT P1899. NEDEM/MEND 2.22.2c.
- Aubertin, M., Ricard, J. F. et Chapuis, R. P., (1998). A predictive model for the water retention curve: application to tailings from hard-rock mines. *Canadian Geotechnical Journal*, 35 (1), 55-69.
- Aubertin, M., Aachib, M., Monzon, M., Joanes, A.M., Bussière, B., & Chapuis, R.P. (1997). Etude de laboratoire sur l'efficacité des barrières de recouvrement construites à partir de résidus miniers. *Canadian Mine Environment Neutral Drainage*, MEND Report 2.22.2b
- Bureau d'audiences publiques sur l'environnement , (2016). Rapport d'enquête et d'audience publique Projet d'agrandissement de la mine aurifère Canadian Malartic et de déviation de la route 117 à Malartic.
- Bain, J.G. Blowes, D.W. Robertson, W.D. Frind, E.O., (2000). Modelling of sulfide oxidation with reactive transport at a mine drainage site J.G. *Journal of Contaminant Hydrology* 41 (2000) 23–47.
- Banks, D., Younger, P.L, Arnesen, R-T, Iversen, E.R., Banks S.B. (1997) Mine-water chemistry: the good, the bad and the ugly *Environmental Geology* 32 (3) October 1997.
- Beaulieu, Christian. 2010. «Le gisement aurifère péri-granitique de Canadian Malartic (Québec) : apport de la modélisation D à l'interprétation métallogénique.» Mémoire de maîtrise, Montréal, Université du Québec à Montréal, 93 p.
- Beaulieu, Michel. 2016. Guide d'intervention - Protection des sols et réhabilitation des terrains contaminés. Ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques, ISBN 978-2-550-76171-6, 210 p.

- Becker, M., Dyantyi, N., Broadhurst, J.L., Susan T.L. Harrison, J.-P., (2015). A mineralogical approach to evaluating laboratory scale acid rock drainage characterisation tests *Minerals Engineering* 80 (2015) 33–36.
- Belfort, B., Younes, A., Fahs, M. et Lehmann, F. (2013). On equivalent hydraulic conductivity for oscillation-free solutions of Richard's equation. *Journal of Hydrology*, 505 (0), 202-217.
- Benzaazoua, M., Bussière, B., Demers, I., Aubertin, M, Fried, É., Blier, A. (2008) Integrated mine tailings management by combining environmental desulphurization and cemented paste backfill: Application to mine Doyon, Quebec, Canada. *Minerals Engineering* 21 (2008) 330–340.
- Benzaazoua M., Bussière B., Dagenais A.-M., Archambault M., (2004). Kinetic tests comparison and interpretation for prediction of the Joutel tailings acid generation potential *Environmental Geology* 46:1086–1101.
- Blowes, D.W, Jambor, J.L., Hanton-Fong, C.J., (1998). Geochemical, mineralogical and microbiological characterization of a sulphide-bearing carbonate-rich gold-mine tailings impoundment, Joutel, Québec *Applied Geochemistry*, Vol. 13, No. 6, pp. 687-705.
- Blowes D. W., Martin C.J., Cabri L. J., and Jambor J. L. (1997). Aqueous geochemistry and analysis of pyrite surfaces in sulfide-rich mine tailings.
- Blowes, D.W., and Ptacek, C.J., (1994). Acid-neutralization mechanisms in inactive mine tailings. *Mine-Wastes In Short Course Handbook on Environmental Geochemistry of Sulfide*. Edited by D.W. Blowes and J.L. Jambor, 22, p.271-292.
- Blowes, D.W., Ptacek, C.J., Jambor, J.L., and Weisener, C.G., (2003). The geochemistry of acid mine drainage. In *Environmental Geochemistry - Treatise on Geochemistry*: Edited by Holland, H.D. et Turekian, K.K., vol. Oxford, 9, p. 149–204.
- Bouzahzah, H., Benzaazoua, M., Bussière, B., Plante, B. (2014) Revue de littérature détaillée sur les tests statiques et les essais cinétiques comme outils de prédiction du drainage minier acide *Déchets Sciences et Techniques - N°66 - Mars 2014*, p.15-31.
- Bouzahzah, H., (2013). Modification et amélioration des tests statiques et cinétiques pour une

prédiction fiable du drainage minier acide. Thèse de doctorat en sciences de l'environnement UQAT. 273p.

Boyd V.H, (2012). The effect of calcium and magnesium on carbonate mineral precipitation during reactive transport in a model subsurface pore University of Illinois at Urbana-Champaign.

Bradl, H.B., (2004). Adsorption of heavy metal ions on soils and soils constituents. Journal of Colloid and Interface Science 277 (2004) 1–18.

Brooks, R.H., & Corey, A.T. (1964). Hydraulic properties of porous media. Colorado State University, Fort Collins, Colo. Hydrology Paper No. 3.

Bussière et al. (2014) Notes de cours Environnement minier et méthodes de restauration
SÉANCE 4, 120p.

Bussière, B., Maqsoud, A., Demers, I., Aubertin, M. and Chapuis, R.P. (2011). Modélisation physique de divers scénarios de recouvrement et étude du comportement hydrogéologique: Site Manitou, Rapport Final présenté au MRNF, 144p.

Bussière, B., Potvin, R., Dagenais, A-M., Aubertin, M., Maqsoud, A. et Cyr, J. (2008).
Restauration du site minier Lorraine, Latulipe, Québec: Résultats de 10 ans de suivi.
Symposium Rouyn-Noranda sur l'environnement et les mines, 02-05. Novembre 2008.
CIM. p. 49-64.

Bussière, B., Aubertin, M., Mbonimpa, M., Molson, J.W. et Chapuis P.R., (2007). Field experimental cells to evaluate the hydrogeological behaviour of oxygen barriers made of silty materials Can. Geotech. J. 44: 245–265.

Bussière, B. (2007). Hydrogeotechnical properties of hard rock tailings from metal mines and emerging geoenvironmental disposal approaches Can. Geotech. J. 44: 1019-1052.

Bussière, B., Aubertin, M., Zagury, G., Potvin, R. et Benzaazoua, M., (2005). Principaux défis et pistes de solution pour la restauration des aires d'entreposage de rejets miniers

- abandonnés. Symposium 2005 sur l'environnement et les mines, Rouyn- Noranda, 5-18 mai 2005, Canadian Institute of Mining, Metallurgy and Petroleum, 29 p.
- Bussière, B., Benzaazoua M., Aubertin M., Mbonimpa M. (2004). A laboratory study of covers made of low-sulphide tailings to prevent acid mine drainage. *Environmental geology* (2004) 45:609–622.
- Bussière, B., Aubertin, M. & Chapuis, R.P. (2003). The behavior of inclined covers used as oxygen barriers. *Canadian Geotechnical Journal*, 40(3), 512-535.
- Bussière, B., Benzaazoua, M., Kongolo, M., & Aubertin, M. (2002). Intégration de la désulfuration dans la restauration des sites miniers générateurs de DMA. In *Proceedings of the 1st Symposium sur l'Environnement et les Mines*, (2005), Rouyn Noranda, QC.
- Bussière, B., Aubertin, M., & Julien, M. (2001). Couvertures avec effets de barrière capillaire pour limiter le drainage minier acide , aspect théoriques et pratiques. *Vecteur Environnement*, 34(3), 37-50.
- Brown A.D. and Jurinak, J.J. (1989). Mechanism of pyrite oxidation in aqueous mixtures. *Journal of Environmental Quality*, Volume 18, pp.545-550.
- Chapuis, R., 2004. Predicting the saturated hydraulic conductivity of sand and gravel using effective diameter and void ratio: *Canadian Geotechnical Journal*, vol. 41(5), 787–795.
- Chapuis, R.P., and Aubertin, M., 2003. On the use of the Kozeny-Carman equation to predict the hydraulic conductivity of soils: *Canadian Geotechnical Journal*, vol. 40, 616–628.
- Choo, L.P., & Yanful, E.K. (2000). Water flow through cover soils using modeling and experimental methods. *Journal of Geotechnical and Geoenvironmental Engineering*, 126(4), 324-334.
- Chou, L., Garrels, R.M., Wollast, R., 1989. Comparative study of the kinetics and mechanisms of dissolution of carbonate minerals. *Chem. Geol.* 78, 269–282.
- Collin, M. (1987). Mathematical modeling of water and oxygen transport in layered soil covers for deposits of pyritic mine tailings. *Licenciate Treatise*. Royal Institute of Technology, Department of Chemical Engineering, Stockholm, Suède.

- Collin, M., and Rasmuson, A. (1988). Gas diffusivity models for unsaturated porous Media. Soil Science Society of America Journal, Vol. 52, pp. 1559-1565.
- Cosset, G. (2009). Comportement hydrogéologique d'une couverture monocouche sur des résidus miniers sulfureux : essais en colonne et simulations numériques. Thèse de Maîtrise, École Polytechnique de Montréal, Montréal.
- Craw, D., Koons, P.O. and Chappell, D.A. (2012). Arsenic distribution during formation and capping of an oxidised sulphidic minesoil, Macraes mine, New Zealand, Journal of Geochemical Exploration 76 (2002) 13–29.
- Craw, D. and Pacheco, L. (2002). Mobilisation and bioavailability of arsenic around mesothermal gold deposits in a semiarid environment, Otago, New Zealand. Arsenic: A themed collection of papers from the 6th International conference on the 21st International carbohydrate symposium The Scientific World Journal 2, 308–319.
- Craw, D. (2001) Tectonic controls on gold deposits and their environmental impact, New Zealand, Journal of Geochemical Exploration 73 (2001) 43–56.
- Cruz, R., Bertrand, V., Monroy, M. and Gonzalez, I. (2000). Effect of sulfide impurities on the reactivity of pyrite and pyritic concentrates: a multi-tool approach Applied Geochemistry 16 (2001) 803-819.
- Cyr, J. (2008) La restauration du site minier Aldermac : un projet de 16,5 M\$. Site internet du MRNF, consulté le 30 Août 2017.
- Dagenais, A. M., Aubertin, M., Bussière, B. et Cyr, J. (2005). Performance of the Lorraine mine site cover to limit oxygen migration. SME Transactions, Vol. 318, pp. 190-200.
- Dagenais, A.M. (2005). Techniques de contrôle du drainage minier acide basées sur les effets capillaires. Thèse de Doctorat, Département CGM, Ecole Polytechnique de Montréal.
- Demers, I., Bussière, B., Benzaazoua, M., Mbonimpa and M., Blier, A. (2008a). Column test investigation on the performance of monolayer covers made of desulphurized tailings to prevent acid mine drainage, Minerals Engineering 21 317–329.

- Demers, I., & Bussière, B. (2008b). Repeatability evaluation of instrumented column tests in acid mine drainage prediction and cover efficiency evaluation. In Proceedings of GeoEdmonton '08, 61th Canadian Geotechnical and 9th Joint IAH-CNC and CGS Groundwater Specialty Conferences, September 21-24, (2008), Edmonton, AB.
- Demers, I., Bussière, B., Mbonimpa, M. et Benzaazoua, M. (2009a). Oxygen diffusion and consumption in low-sulphide tailings covers. *Canadian Geotechnical Journal*, 46 (4), 454-469.
- Demers, I., Bussière, B., Benzaazoua, M. and Mbonimpa, M. (2009b). Preliminary optimization of a single-layer cover made of desulfurized tailings: application to the Doyon Mine tailings impoundment. *Society for mining, metallurgy and exploration*, 326, 021-033.
- Diehl, S.F. and Williams R.D., (2014). Techniques for predicting metal mining influenced water. Englewood, Colorado: SME, 2014. eBook Collection (EBSCOhost). Web. 4 Nov. 2016.
- Elberling, B. and Nicholson, R.V. (1996). Field determination of sulphide oxydation rates in mine tailings. *Water Resources Research*, 32(6), 1773-1784.
- Elberling, B., Nicholson, R.V., Reardon, E.J. and Tibble, P. (1994). Evaluation of sulphide oxidation rates , a laboratory study comparing oxygen fluxes and rates of oxidation product release. *Can. Geotech. J.*, 31, 375-383.
- Environnement Canada (2012). Agence canadienne évaluation environnementale *Loi canadienne sur l'évaluation environnementale*.
- Environnement Canada (2009). Code de pratiques écologiques pour les mines de métaux, 108 p.
- Evangelou VP (1995) Pyrite oxidation and its control. CRC Press.
- Evans, K.A., Banwart S.A. (2006). Rate controls on the chemical weathering of natural polymineralic material. I. Dissolution behaviour of polymineralic assemblages determined using batch and unsaturated column experiments. *Applied Geochemistry* 21 (2006) 352–376.

- Fallara, F., Simon-Ross, P. et Sansfaçon, R. (2000). Caractérisation géochimique, pétrographique et structurale : nouveau modèle métallogénique du camp minier de Malartic. Ministère des Ressources naturelles du Québec, MB 2000-15.
- Fredlund, D.G., Rahardjo, R., and Fredlund, M.D., 2012. Unsaturated Soil Mechanics in Engineering Practice. John Wiley & Sons.
- Fredlund, D.G., Rahardjo, H. (1993). Soil Mechanic for unsaturated Soils. John Wiley and Sons, inc., New York.
- Fredlund, D.G., Xing, A., & Huang, S. (1994). Predicting the permeability function for unsaturated soils using the soil–water characteristic curve. *Canadian Geotechnical Journal*, 31, 533–546.
- Frostad, S., Klein, B., Lawrence, R.W., (2002). Evaluation of Laboratory Kinetic Test Methods for Measuring Rates of Weathering. *Mine Water and the Environment*, vol 21, 183-192.
- GARD Guide, (2012). The International Network for Acid Prevention (INAP).
<<http://www.gardguide.com/>>.
- Geoslope (2008) Vadose Zone modelling with Vadose /W 2007, 2008.
- Gerke, H.H., Molson, J.W. and Frind, E.O. (2001). Modelling the impact of physical and chemical heterogeneity on solute leaching in pyritic overburden mine spoils. *Ecol. Eng.* 17, 91– 101.
- Gilli, E., Magnan, C. and Mudry, J. (2012) Hydrogéologie Objets, Méthodes et applications, 3^{ième} édition.
- Golder Associés (2014). Rapport programme de caractérisation géochimique 2012-2013, mine Canadian Malartic, Malartic, Québec.
- Gosselin, M. (2007). Étude de l'influence des caractéristiques hydrogéochimiques des résidus miniers réactifs sur la diffusion et la consommation de l'oxygène. Mémoire, École Polytechnique de Montréal.
- Green R.E., Corey J.C. (1971). Calculation of hydraulic conductivity , a further evaluation of some predictive methods. *Soil Science Society of America Proceedings*, vol. 35, 3-8.

- Grenier, J. et Sansfaçon R. (2012). Rapport du programme de forage 2011 propriété Joutel 32E08, 32E09, 32E10, Terrax management, 40p.
- Gunsinger, M.R., Ptacek, C.J., Blowes, D.W., Jambor, J.L. and Moncur, M.C. (2006b). Mechanisms controlling acid neutralization and metal mobility within a Ni-rich tailings impoundment. *Appl. Geochem.* 21, 1301–1321.
- Hakkou, R., M. Benzaazoua et B. Bussiere (2008). Acid Mine Drainage at the abandoned Kettara mine (Morocco): 2. Mine Waste Geochemical Behavior. *Mine Water and the Environment* 27: 160-170.
- Hammarstroma, J.M., Sibrellb, P.L. and Belkina, H.E. (2003). Characterization of limestone reacted with acid-mine drainage in a pulsed limestone bed treatment system at the Friendship Hill National Historical Site, Pennsylvania, USA *Applied Geochemistry* 18 (2003) 1705–1721.
- Haverkamp, R., Bouraoui, F., Zammit, C., and Angulo-Jaramillo, R., 1999. Soil properties and moisture movement in the unsaturated zone. In *The handbook of groundwater engineering*. Edited by J.W. Delleur, CRC Press, New York. 5.1–5.47.
- Heikkinen, P.M., Räisänen, M.L., Johnson R.H., (2009). Geochemical characterisation of seepage and drainage water quality from two sulphide mine tailings impoundments: Acid mine drainage versus neutral mine drainage mine water environ (2009) 28:30–49.
- Huminicki, D.M.C. and Rimstidt, J.D. (2009). Iron oxyhydroxide coating of pyrite for acid mine drainage control *Applied Geochemistry* 24 (2009) 1626–1634.
- Hillel, D. (1998). *Environmental Soil Physics*. Academic Press.
- Irrrometer.com Installation and operating instructions Watermark model 900M Monitor.
- Jambor, J.L., Dutrizac, J.E. and Raudsepp, M. (2006). Measured and computed neutralization potentials from static tests of diverse rock types *Environ Geol* (2007) 52:1019–103.
- Jambor, J.L., Dutrizac, J.E., Groat, L.A. and Raudsepp, M. (2002). Static tests of neutralization potentials of silicate and aluminosilicate minerals *environmental geology* (2002) 43:1–17.

- Jamieson, H.E., Walker, S.R. and Parsons M.B. (2015). Mineralogical characterization of mine waste *Applied Geochemistry* 57 (2015) 85–105.
- Joanes, A.M. (1999). Une analyse hydrogéochimique de l'efficacité de recouvrement multicouches pour le drainage minier acide Mémoire de maîtrise (M.Sc.A), Département de Génie Civil Géologique et des Mines, Ecole Polytechnique de Montréal, QC, 208p.
- Johnson, D.B. and Hallberg, K.B. (2005). Acid mine drainage remediation options: a review. *Science of the total environment* 338 (2005) 3–14.
- Jurjovec, J., Ptacek, C.J. and Blowes, D.W. (2001). Acid neutralization mechanisms and metal release in mine tailings: A laboratory column experiment *Geochimica et Cosmochimica Acta*, Vol. 66, No. 9, pp. 1511–1523.
- Klein, C. and Hurlburt, C.S.Jr. (1985). *Manual of Mineralogy*. Ed. John Wiley & Sons.
- Kovacs, E., William E. Dubbin, W.E. and Tama's, J. (2006). Influence of hydrology on heavy metal speciation and mobility in a Pb-Zn mine tailing. *Environmental Pollution* 141 (2006) 310-320.
- Kwong, Y.T.J., Swerhone G.W.D. and Lawrence, J.R. (2003). Galvanic sulfide oxidation as a metal leaching mechanism and its environmental implications. *Geochemistry, Exploration, Environment, Analysis* 3: 337-343.
- Kwong, Y.T.J., Roots, J.F., Roach P. and Kettley W. (1997). Post-mine metal transport and attenuation in the Keno Hill mining district, central Yukon, Canada. *Environmental Geology*, 30(1/2): 98-107.
- Kwong, Y.T.J., Ferguson, K.D., (1997). Mineralogical changes during NP determinations and their implications. In: *Proc. 4th Int. Conf. on Acid Rock Drainage*, Vancouver, BC, Canada. 31 May-6 June 1997. Vol. 1. Mine Environment Neutral Drainage, Nat. Resour. Canada, Ottawa, ON. pp. 435-447
- Kwong, Y.T.J. (1993). Prediction and prevention of acid rock drainage from a geological and mineralogical perspective, MEND Report 1.32.1, Ottawa, ON (NHRI Contribution CS-92054).

- Lapakko, K. and Berndt, M (2009). Laboratory dissolution of tailings under three different test conditions. Paper was presented at the 2009, securing the future and 8th ICARD, June 22-26, 2009, Skellefteå, Sweden.
- Lapakko K. (2002). Metal mine rock and waste characterization tools : an overview International Institute for Environment and Development (IIED), 31p.
- Lawrence R.W. and Scheske M. (1997). A method to calculate the neutralization potential of mining wastes. *Environmental Geology* 32 (2).
- Lawrence, R.W. and Wang, Y. (1996). Determination of Neutralization Potential for Acid Rock Drainage Prediction, MEND Project Report 1.16.3, MEND, Ottawa, Ontario.
- Lai, W. et Ogden, F. L. (2015). A mass-conservative finite volume predictor–corrector solution of the 1D Richards’ equation. *Journal of Hydrology*, 523 (0), 119-127.
- Lehner, S and Savage K. (2008). The effect of As, Co, and Ni impurities on pyrite oxidation kinetics :Batch and flow-through reactor experiments with synthetic pyrite. *Geochimica et Cosmochimica Acta* 72 (2008) 1788–1800.
- Lindsay M.B.J., Moncur M.C., Bain J.G, Jambor J.L., Ptacek, C.J. and Blowes D.W. (2015). Geochemical and mineralogical aspects of sulfide mine tailings. *Applied Geochemistry* 57 157–177.
- Lindsay, M.B.J., Condon, P.D., Jambor, J.L., Lear, K.G., Blowes, D.W., Ptacek C.J., (2009). Mineralogical, geochemical, and microbial investigation of a sulfide-rich tailings deposit characterized by neutral drainage. *Applied Geochemistry* 24 (2009) 2212–2221.
- Lottermoser, B.J. (2010). *Mine Wastes Characterization, Treatment and Environmental Impacts* Third Edition, Springer, 408 p.
- Loi sur la qualité de l’environnement*, L.R.Q., c. Q-2.
- Loi sur le développement durable*. L.R.Q. c. D-8.1.1
- Loi sur les mines*. L.R.Q., c M-13.1.

- Malmström, M.E., Gleisner, M. and Herbert R.B. (2006). Element discharge from pyritic mine tailings at limited oxygen availability in column experiments. *Applied Geochemistry* 21 (2006) 184–202.
- Maurice, R. (2002). Restauration du site minier Poirier (Joutel) – expériences acquises et suivi des travaux. Défis & Perspectives: Symposium 2002 sur l'Environnement et les Mines, Rouyn-Noranda, 3-5 novembre 2002, Comptes-rendus sur CD-ROM. Développement Économique Canada/Ministère des Ressources Naturelles du Québec/CIM, papier s32 a1021 p545.
- Mbonimpa, M., M. Aubertin, R. P. Chapuis et B. Bussière (2002). Practical pedotransfer functions for estimating the saturated hydraulic conductivity. *Geotechnical and Geological Engineering* 20: 235-259.
- Mbonimpa et Aubertin, (2003). Mouvement des gaz en milieux poreux partiellement saturés, 45 pages.
- Mbonimpa, M., Aubertin, M., Aachib, M. et Bussière, B. (2003). Diffusion and consumption of oxygen in unsaturated cover materials. *Canadian Geotechnical Journal*, 40 (5), 916-932.
- Mbonimpa, M., Aubertin, M. et Bussière, B. (2006). Predicting the unsaturated hydraulic conductivity of granular soils from basic geotechnical properties using the modified Kovács (MK) model and statistical models. *Canadian Geotechnical Journal*, 43 (8), 773-787.
- Mbonimpa, M. (2014). GNM 1010 Notes de cours géotechnique minière séance 3 Écoulements saturés. 86 p.
- Mbonimpa, M. (2014). GNM 1010 Notes de cours géotechnique minière séance 2 Classification-Reconnaissance, 104 p.
- McGregor and R.G. Blowes D.W. (2002). The physical, chemical and mineralogical properties of three cemented layers within sulfide-bearing mine tailings. *Journal of Geochemical Exploration* 76 (2002) 195–207.
- McGregor, R.G., Blowes, D.W., Jambor, J.L. and Robertson W.D. (1998). The solid-phase controls on the mobility of heavy metals at the Copper Cliff tailings area, Sudbury, Ontario, Canada.

- Journal of Contaminant Hydrology 33 (1998) 247–271.
- McMullen, J., Firlotte, R., Knapp, R., and Aubertin, M., 1997. Les Terrains Aurifères property site closure and rehabilitation-Conceptual to Construction. In Proceedings of the 29th Annual Canadian Mineral Processing (CMP) Operators Conference, Ottawa, p. 274-292.
- MEND (Mine Environment Neutral Drainage), (2004). Review of Water Quality Issues in Neutral pH Drainage: Examples and Emerging Priorities for the Mining Industry in Canada. MEND Report 10.1, 58 p.
- MEND 2.21.4 (2004). Design, Construction and Performance Monitoring of Cover Systems for Waste Rock and Tailings.
- MEND, (1999). Rapport 2.22.4a : Construction et instrumentation d'une couverture multicouche au site Les Terrains Aurifères, Québec, Canada, Golder Associés, février 1999.
- MEND, (2009). Prediction Manual for Drainage Chemistry from Sulphidic Geologic Materials Version 0.
- Merkus HG (2009). Particle Size Measurements Fundamentals, Practice, Quality. Powder Technology Series, V.17
- MERN (2016). Guide de préparation du plan de réaménagement et de restauration des sites miniers au Québec
- Mihelcic, J.R. (1998). Fundamentals of Environmental Engineering. J. Wiley and Sons, NY.
- Millington, R.J., & Quirk, J.P. (1961). Permeability of porous solids. Trans. Faraday Soc.; 57, 1200–1207.
- Moncur, M.C. Ptacek, C.J. Blowes, D.W. and Jambor J.L. (2005). Release, transport and attenuation of metals from an old tailings impoundment. Applied Geochemistry 20 (2005) 639–659.
- Morin K.A., Hutt N.M., Ferguson K.D. (1995). Measured Rates of Sulfide Oxydation and Acid

- Neutralization in Kinetic Tests: Statistical Lessons from the Database, Proceedings from the Conference on Mining and the Environment, Sudbury, Canada. pp. 525-536.
- Morin, K.A., and Hutt, N.M. (1997). Environmental geochemistry of mine site drainage: Practical theory and case studies. MDAG Publishing, Vancouver.
- Mualem, Y., 1986. Hydraulic conductivity of unsaturated soils : Prediction and formulas. Methods of Soil Analysis, Part 1, 2nd edition, A. Klute (ed.), Agronomy Monograph. No. 9, ASA and SSSA, Madison, WI, 799-823.
- Mualem, Y. (1976). A new model for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated porous media. Water Resources Research. 12 (3), p.513-522.
- Musy, A (2005). Hydrologie Générale (notes de cours).
- Nastev, M., Aubertin, M. (2000). Hydrogeological modelling for the reclamation work at the Lorraine mine site Québec . 1st Joint IAH-CNC-CGS Groundwater Specialty Conference, Montréal, Québec, p. 311-318.
- Neculina, C. et Plante B. (2014). GNM 1017 Hydrogéochimie environnementale dans un contexte minier. Notes de cours séance 2.
- Nicholson, R.V., 1994. Iron-sulfide oxidation mechanisms: Laboratory studies, in: Jambor, J.L., Blowes, D.W. (Eds.), Short course handbook on environmental geochemistry of sulfide mine-wastes. Mineralogical Association of Canada, Waterloo, pp. 163-183.
- Nicholson, R.V., Gillham, R.W., Reardon, E.J. (1988). Pyrite oxidation in carbonate-buffered solution, 1. Experimental kinetics. Geochim. Cosmochim. Acta, 52, 1077-1085.
- Nicholson, R.V. Gillham, R.W and Reardon E.J. (1989). Pyrite oxidation in carbonate buffered solution : 2. Rate control by oxide coatings. Geochimica Acta Vol. 54, pp 395-402.
- Nicholson, R.V. (2004). Overview of near neutral pH drainage and its mitigation: results of a MEND study. MEND Ontario workshop, Sudbury, Canada.
- Nordstrom, D.K. (2011). Hydrogeochemical processes governing the origin, transport and fate of

- major and trace elements from mine wastes and mineralized rock to surface waters. *Applied Geochemistry* 26 (2011) 1777–1791.
- Nordstrom, D. K. and Alpers, C. N. (1999). Geochemistry of acid mine waters. In *The environmental Geochemistry of mineral deposits Part A: Processes, Techniques, and Health Issues*. G. S. Plumlee and M. J. Logsdon, Society of Economic Geologists. 6A: 133-160.
- Nordstrom, D.K., Alpers, C.N. Coston, J.A., Taylor, H.E., McCleskey, R.B., Ball, J.W., Ogle, S., Cotsifas, J.S. and Davis, J.A. (1999). Geochemistry, toxicity, and sorption properties of contaminated sediments and pore waters from two reservoirs receiving acid mine drainage. USGS Staff -- Published Research. Paper 487.
- Nriagu, J.O., Pacyna J.M. (1988). Quantitative assessment of world-wide contamination of air, water and soils by trace metals. *Nature* 333:134–139.
- O’Kane, M., Wilson, G. W., Barbour, L. 1998. Instrumentation and monitoring of a engineered soil cover system for mine waste rock. *Canadian Geotechnical Journal*, vol. 35 : 828-845.
- Ouangrawa, M., Molson, J., Aubertin, M., Zagury, G., and B. Bussière, (2006). The effect of water table elevation on acid mine drainage from reactive tailings: A laboratory and numerical modeling study. In *Proceedings of 7th International conference on acid rock drainage (ICARD)*, March 26-30.
- Ouangrawa, M., Molson, J., Aubertin, M., Bussière, B. et Zagury, G. J. (2009). Reactive transport modelling of mine tailings columns with capillarity-induced high water saturation for preventing sulfide oxidation. *Applied Geochemistry*, 24 (7), 1312-1323.
- Pabst, T. (2011). Étude expérimentale et numérique du comportement hydro-géochimique de recouvrements placés sur des résidus sulfureux partiellement oxydés. Thèse de Doctorat, École Polytechnique de Montréal, Montréal.
- Paktunc, A.D., (1999a). Characterization of mine wastes for prediction of acid mine drainage. p. 19-40. In J.M. Azcue (ed.) *Environmental impacts of mining activities*. Springer-Verlag, New York.

- Paktunc, A. D. (1999b). Mineralogical constraints on the determination of neutralization potential and prediction of acid mine drainage. *Environmental Geology* 39 :2, 103-112.
- Parbhakar-Fox, A., Lottermoser, B. and Bradshaw, D. (2013). Evaluating waste rock mineralogy and microtexture during kinetic testing for improved acid rock drainage prediction *Minerals Engineering* 52 (2013) 111–124.
- Pepin G., Bussière B., Aubertin M., Benzaazoua M., Plante B., Laflamme D. et Zagury G.J. (2008). Field Experimental Cells to Evaluate the Generation of Contaminated Neutral Drainage by Waste Rock at the Tio Mine, Quebec, Canada.
- Pépin G. (2009). Évaluation du comportement géochimique des stériles potentiellement générateurs de drainage neutre contaminé à l'aide de cellules expérimentales in situ. Mémoire de Maîtrise, Génie minéral, Université de Montréal, Québec, Canada.
- Peacey, V., and Yanful, E.K. (2003). Metal mine tailings and sludge co-deposition in a tailings pond. *Water, Air, & Soil Pollution*, 145 : 307-339.
- Peacey, V., Yanful, E.K., and Payne, R.A. 2002. Field study of geochemistry and solute fluxes in flooded uranium mine tailings. *Canadian Geotechnical Journal*, 39(2): 357–376.
doi:10.1139/t01-097.
- Perking, E.H., Nesbitt, H.W., Gunter, W.D., St-Arnaud, L.C. and Mycroft J.R. (1995). Critical review of geochemical processes and geochemical models adaptable for prediction of acidic drainage from waste rock. Report 1.42.1, Mine Environment Neutral Drainage (MEND).
- Plante, B. (2014). GNM 1017 Notes de cours Hydrogéochimie environnementale dans un contexte minier Automne 2014, Séance 9, 68 p.
- Plante B., Bussière B., Benzaazoua M., (2012). Static tests response on 5 Canadian hard rock mine tailings with low net acid-generating potentials. *Journal of Geochemical Exploration*, Vol. 114, March 2012, Pages 57–69
- Plante, B., Benzaazoua, M. et Bussière, B. (2011). Kinetic testing and sorption studies by modified weathering cells to characterize the potential to generate contaminated neutral drainage

mine water environ (2011) 30:22–37.

- Plante, B. (2010). Evaluation des principaux facteurs d'influence sur la prédiction du drainage neutre contaminé. Thèse de doctorat inédite, Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue (UQAT), Québec, Canada.
- Plumlee, G.S. Smith, K.S. Montour, M.R. Ficklin, W.H. and Mosier E.L. (1999). Geologic controls on the composition of natural waters and mine waters draining diverse mineral-deposit types. The environmental geochemistry of mineral deposits. Part A: processes, techniques and health issues, vol 6A. Society of Economic Geologists, Littleton, pp 71–116.
- Plumlee, G.S. (1999). The environmental geology of mineral deposits. The environmental geochemistry of mineral deposits. Part A: processes, techniques and health issues, vol 6A. Society of Economic Geologists, Littleton, pp 71–116.
- Plumlee, G.S., Smith, K.S., Montour, M.R., Ficklin, W.H., Mosier, E.L. (1999). Geologic controls on the composition of natural waters and mine waters draining diverse mineral-deposit types. The environmental geochemistry of mineral deposits. Part B: case studies and research topics, vol 6B. Society of Economic Geologists, Littleton, pp 373–432.
- Price, W.A. (2009). Prediction Manual for Drainage Chemistry from Sulphidic Geologic Materials MEND Report 1.20.1
- Price, J.R., Heitmann, N., Hull, J. and Szymanski, D. (2008) Long-term average mineral weathering rates from watershed geochemical mass balance methods: Using mineral modal abundances to solve more equations in more unknowns. *Chemical Geology* 254 36–51.
- Price, W.A., (2009). Prediction Manual for Drainage Chemistry from Sulphidic Geologic Materials: Mine Environment Neutral Drainage (MEND) Report 1.20.1, 579 p.
- Price, W. A., Morin K. et Hutt, N. (1997). Guidelines for the Prediction of Acid Rock Drainage and Metal Leaching for Mines in British-Columbia: Part II - Recommended Procedures for Static and Kinetic Testing. Conférence présentée à la 4e International Conference on Acid

Rock Drainage (ICARD), Vancouver, BC.

Québec, Ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques, Bilan annuel de conformité environnementale 2014. Les rejets liquides du secteur minier. 76 pages. [En ligne].

Québec. MDDEFP (2014). Direction générale de l'évaluation environnementale : Directive pour la réalisation d'une étude d'impact sur l'environnement d'un projet minier. Québec, MDDEFP, Direction générale de l'évaluation environnementale, 27 p.

Québec. Ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques (2014). Références techniques pour la première attestation d'assainissement en milieu industriel – Établissements miniers, 82 p.

Québec MDDEP (2012). *Directive 019 sur l'industrie minière*. Québec, MDDEP, 95 p.

Québec MERN (2016). Le Guide de préparation du plan de réaménagement et de restauration des sites miniers au Québec. 82p. mern.gouv.qc.ca/mines/publications/index.jsp.

Québec, Règlement sur les attestations d'assainissement en milieu industriel, R.R.Q., c. Q-2, r. 5

Québec, Règlement sur les mines et métaux, DORS/2002-222.

Rcan.gc.ca/sites/www.nrcan.gc.ca/file...r-pubr/pdf/NRCan-TailingsMgmt_FS-fra.pdf, en ligne consulté le 3 octobre 2016.

Ressources naturelle Canada (2013) Gestion des résidus à RNCAN

Richards, L.A. 1931. Capillary conduction of liquids in porous mediums. *Physics*, 1, 318–333.

Rietveld, H.M., 1993. The Rietveld Method. Young, R.A. (Editor), Oxford University Press.

Rimstidt J.D. and Vaughan D.J. (2003). Pyrite oxidation: A state-of-the-art assessment of the reaction mechanism *Geochimica et Cosmochimica Acta*, Vol. 67, No. 5, pp. 873–880.

Ripley, E.A., Redmann, R.E. and Crowder, A.A. (1996) Environmental effects of mining. St Lucie Press, Delray Beach.

Ritcey, G.M., (1989). Tailings management-Problems and solutions in the mining industry.

Elsevier sciences, 970pp.

Ritcey G.M. (2005). Tailings management in gold plants. Hydrometallurgy, Volume 78, Issue 1-2, p. 3-20.

Ritchie, A. (1994). Sulphide oxidation mechanisms: Controls and rates of oxygen transport. Short Course Handbook on Environmental Geochemistry of Sulfide Mine-Waste, Mineralogical Association of Canada, 201-245.

Robitaille, V. et Tremblay, D. (1997). Mécanique des sols. Théorie et pratique. Modulo Éditeur, 652 p.

Ruffell, A., Wiltshire, P. (2004). Conjunctive use of quantitative and qualitative X-ray diffraction analysis of soils and rocks for forensic analysis. Forensic science international, 145, 13-23.

Salmon, S.U. and Malmstroöm, M.E. (2005). Quantification of mineral dissolution rates and applicability of rate laws: Laboratory studies of mill tailings. Appl. Geochem, in press.

Salmon, S.U. and Malmstroöm, M.E. (2004). Geochemical processes in mill tailings deposits: modelling of groundwater composition. Appl. Geochem. 19, 1–17.

Sapsford, D.J., Bowell, R.J., Dey, M., Williams, K.P., (2009). Humidity cell tests for the prediction of acid rock drainage. Minerals Engineering, Vol. 22, Issue 1, Pages 25-36

Savage, K.S., Stefan, D. and Lehner, S.W. (2007). Impurities and heterogeneity in pyrite: Influences on electrical properties and oxidation products Applied Geochemistry 23 (2008) 103–120.

Shaw, S. C., Groat, L.A., Jambor, J. L., Blowes, D.W., Hanton-Fong C. J. and Stuparyk R.A. (1998). Mineralogical study of base metal tailings with various sulfide contents, oxidized in laboratory columns and field lysimeters. Environmental Geology 33 (2/3).

Skoog, D.A., West, D.M. et Holler, F.J. (1997). Chimie Analytique, 7e édition. De Boek Université.

Skoog, D.A. et Leary, J.J. (1992). Principles of instrumental analysis, Fourth Edition. Saunders College Publishing.

- Skousen, J., Renton, J., Brown, H., Evans, P., Leavitt, B., Brady, K., Cohen, L., Ziemkiewicz, P., 1997. Neutralization potential of overburden samples containing siderite. *Journal of Environmental Quality* 26, 673-681.
- Smart, R.S.C., Skinner, B., Levay, G., Gerson, A.R., Thomas, J.E., Sobieraj, H., Schumann, R., Weisener, C.G., Weber, P.A., Miller, S.D. and Stewart, W.A. (2002). ARD Test Handbook. Prediction and kinetic control of acid mine drainage. Ian Wark Research Institute and Environmental Geochemistry International.
- Smith, K.S. (1999). Metal sorption on mineral surfaces: An overview with examples relating to mineral deposits. *The Environmental Geochemistry of Mineral Deposits, Part A: Processes, Techniques and Health Issues, Reviews in Economic Geology Vol. 6A*, Society of Economic Geologists, Inc., 161-182.
- Smith, K.S., and Huyck, H.L.O (1999). An overview of the abundance, relative mobility, bioavailability, and human toxicity of metals, PartB. Case Studies and research topics published by the Society of Economic Geologists, Inc. (SEG).
- Sobek, A.A., Schuller, W.A., Freeman, J.R. and Smith, R.M. (1978). Field and Laboratory Methods Applicable to Overburdens and Minesoils. EPA-600/2- 78-054.
- Tron, G., Isbérie, C. and Chol, P. (2013). La tensiométrie pour piloter les irrigations: une utilisation raisonnée de la ressource en eau. 217 p.
- Taylor, J.C. and Hinczac, I. (2001). Rietveld made easy: A Practical Guide to the Understanding of the Method and Successful Phase quantifications.
- Valente, T.M. and Gomes, C.L. (2009). Occurrence, properties and pollution potential of environmental minerals in acid mine drainage. *Science of the total environment* 407 (2009) 1135–1152.
- van Genuchten, M.Th. (1980). A closed-form equation for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated soils. *Soil Science Society of America Journal*, 44, 892–898.
- van Genuchten, M., Leij, F. and Yates, S., (1991). The RETC code for quantifying the hydraulic functions of unsaturated soils. Cincinnati, Ohio: U.S. Environmental

Protection Agency. EPA/600/2-91/065.

Vézina, S., et Amyot, G. (1999). Le suivi de la restauration par inondation au parc à résidus miniers Solbec. MEND report 9-3a-F, 13p.

Villeneuve, M., Bussière, B., Benzaazoua, M. and Aubertin, M. (2009). Assessment of interpretation methods for kinetic tests performed on tailings having a low acid generating potential1 Paper presented at Securing the Future and 8th ICARD, June 23-26, 2009.

Villeneuve, M. (2004). Évaluation du comportement géochimique à long terme de rejets miniers à faible potentiel de génération d'acide à l'aide d'essais cinétiques. Mémoire de maîtrise. École Polytechnique de Montréal, Montréal, Québec, 288 p.

Weight W.D. (2008). Hydrogeology Field Manual Second Edition.

Wilson, G.W., Fredlund, D.G. and Barbour, S.L. (1994). Coupled soil atmosphere modelling for soil evaporation. Canadian Journal. 31 : 151- 161.

Xiao, Z., Laplante, A.R (2004). Characterizing and recovering the platinum group minerals: a review. Minerals Engineering 17, 961–979

Yanful, E.K., Mousavi, S. M., and De Souza, L. P. (2006). A numerical study of soil cover performance. Journal of Environmental Management, Vol. 81, No. 1, pp. 72-92.

Yanful, E.K., Simms, P.H., and Payant, S.C. (1999). Soil covers for controlling acid generation in mine tailings: a laboratory evaluation of the physics and geochemistry. Water, Air, and Soil Pollution, 114(3–4): 347–375.

Yanful, E.K. (1993). Oxygen diffusion through soil covers on sulphidic mine tailings. Journal of Geotechnical Engineering, ASCE, 119(8): 1207–1228.

Zhan, G., Aubertin, M., Mayer, A., Burke, K. and McMullen, J. (2001). Capillary cover design for leach pad closure SME Annual Meeting Feb. 26-28, Denver, Colorado, 9p.

ANNEXE A : Compilation des résultats des analyses chimiques des lixiviats pour les 10 colonnes

Échantillon	Début cycle	Quantité eau	Temps	pH	Ehne	Conductivité	Acidité	Alcalinité
rinçage	(rinçage)	(ml)	(j)		(mV)	(mS/cm)	(mg CaCO3/L)	
CM#1	témoin							
1	13-11-2014	375	0	8,3	457	5,6	8	320
2	9-12-2014	1819	28	7,4	386	4,52	27	180
3	16-1-20115	1928	64	7,7	433	3,12	15	160
4	17-02-2015	1962	96	7,2	439	3,26	19	183
5	19-03-2015	1863	126	7,3	408	3,04	18	169
6	17-04-2015	1965	155	7,6	327	3,12	3	149
7	21-05-2015	1648	189	7,3	439	3,3	14	90
8	22-06-2015	1898	221	7,5	419	2,57	8	91
9	22-07-2015	1907	251	7,7	447	2,72	12	121
10	25-08-2015	1384	285	7,3	484	2,82	7	207
11	19-10-2015	1798	340	7,5	575	2,49	17	148
12	24-11-2015	1245	376	7,7	577	2,58	10	83
13	28-12-2015	1746	410	7,3	528	2,67	28	102
CM#2	n.p.s 1 AEV							
1		1918	0	8,0	489	3,37	26	326

	29-10-2014							
2	4-12-2014	1875	36	7,9	374	3	35	246
3	9-01-2015	1832	72	7,8	426	2,34	6	155
4	11-02-2015	1907	105	8,1	414	2,77	3	142
5	14-03-2015	1606	136	7,7	419	2,78	20	129
6	14-04-2015	1801	167	7,8	327	2,86	2	170
7	21-05-2015	1596	204	7,8	433	2,92	7	109
8	22-06-2015	1885	236	7,9	413	2,54	4	133
9	27-07-2015	1458	271	8,0	562	2,9	15	134
10	31-08-2015	1678	306	8,0	458	2,78	8	120
11	2-10-2015	1431	338	7,2	592	2,51	6	118
12	5-11-2015	1878	372	7,7	593	2,42	11	193
13	15-12-2015	1611	412	7,8	532	2,36	50	116
CM#3	n.p.s 1/2AEV							
1	29-10-2014	1473	0	8,2	491	4,86	18	298
2	4-12-2014	1359	36	8,1	383	3,96	14	177
3	9-01-2015	1734	72	7,6	397	2,41	22	167
4	11-02-2015	1611	105	7,3	416	2,78	13	207
5	14-03-2015	1751	136	7,3	394	2,83	30	215

6	14-04-2015	1705	167	7,7	327	3,05	5	215
7	21-05-2015	1773	204	7,6	423	3,04	23	208
8	22-06-2015	1863	236	7,9	402	2,71	9	183
9	27-07-2015	1853	271	7,6	539	2,88	18	191
10	31-08-2015	1837	306	7,8	447	2,9	17	208
11	2-10-2015	1823	338	7,4	592	2,55	17	220
12	5-11-2015	1860	372	7,6	589	2,37	21	202
13	15-12-2015	1601	412	7,6	537	2,45	114	221
CM#4	CEBC 30cm silt							
1	13-11-2014	1569	0	8,0	449	6,30	18	206
2	25-12-2014	1263	42	7,0	383	2,90	30	41
3	27-01-2015	997	75	7,2	379	2,04	9	24
4	28-02-2015	1033	107	7,8	437	2,83	10	163
5	1-04-2015	1001	139	7,6	335	3,82	16	240
6	2-05-2015	1200	170	7,7	333	3,69	12	255
7	4-06-2015	1181	203	7,7	412	3,31	16	259
8	6-07-2015	1236	235	8,0	440	0,79	16	141
9	10-08-2015	1437	270	7,7	431	2,13	25	214
10	15-09-2015	1247	306	7,7	477	2,58	13	201

11	18-10-2015	1457	339	7,4	599	2,14	33	235
12	24-11-2015	1427	376	7,7	574	1,85	19	220
13	28-12-2015	1421	410	7,5	597	1,77	1	214
CM#5	CEBC 60cm silt							
1	13-11-2014	1009	0	8,0	374	6,13	9	196
2	9-12-2014	1047	28	7,8	358	5,01	13	116
3	16-01-2015	1098	64	7,7	380	2,42	18	169
4	17-02-2015	1345	96	7,8	419	2,86	10	255
5	20-03-2015	1160	127	7,5	339	3,15	20	270
6	23-04-2015	1316	160	7,7	337	3,28	14	284
7	25-05-2015	989	192	7,6	441	3,3	38	275
8	25-06-2015	1432	223	7,8	415	2,78	16	246
9	27-07-2015	1302	255	7,8	485	3,38	29	241
10	31-08-2015	1208	290	7,5	463	3,39	14	262
11	2-10-2015	1053	338	7,3	580	2,97	33	277
12	5-11-2015	1273	372	7,6	531	2,83	31	267
13	15-12-2015	1260	412	7,5	542	2,73	148	273

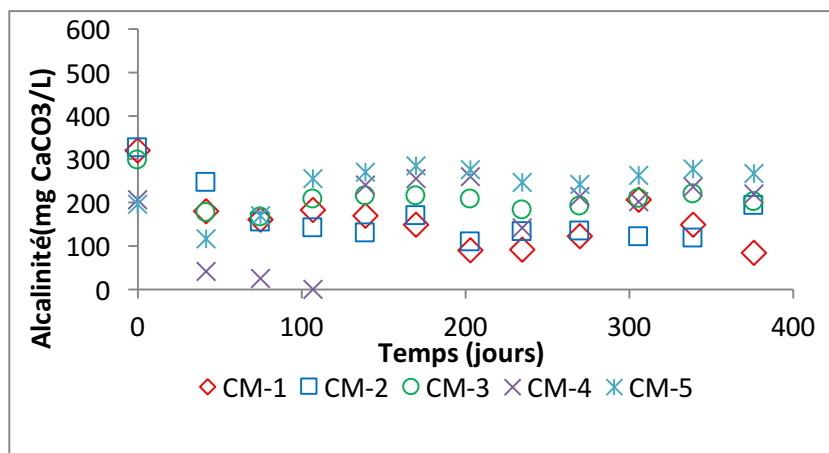
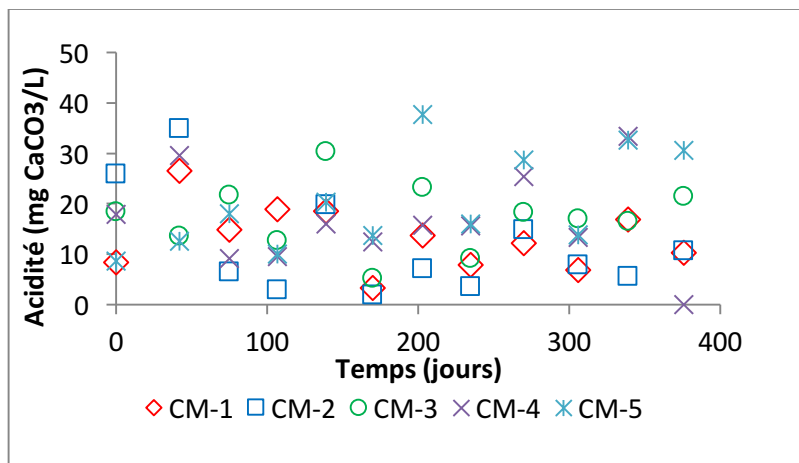
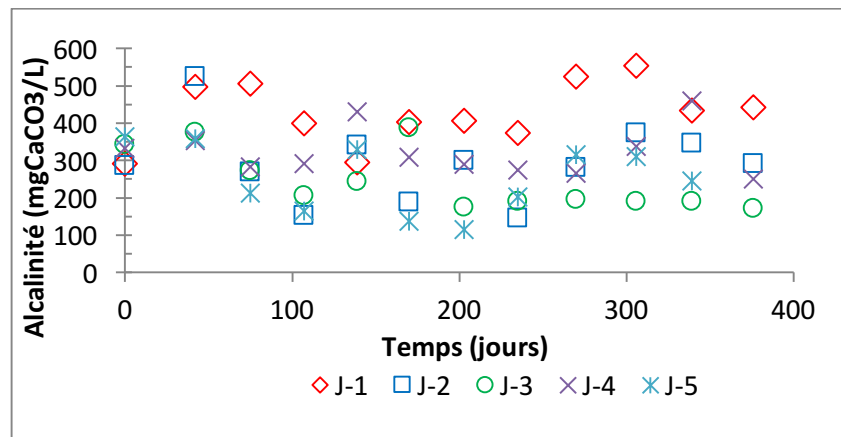
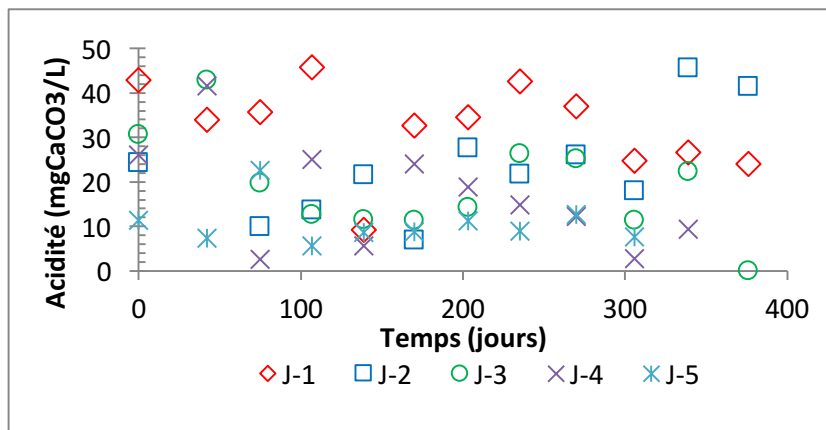
Échantillon	Début cycle	Quantité eau	Temps	pH	Ehne	Conductivité	Acidité	Alcalinité
rinçage	(rinçage)	(ml)	(j)		(mV)	(mS/cm)	(mg CaCO ₃ /L)	
J#1	témoin							
1	20-11-2014	2247	0	7,7	349	10,9	43	293
2	22-12-2014	1317	32	7,9	408	5,4	34	498
3	2-02-2015	1416	74	7,5	419	5,28	36	505
4	9-03-2015	1070	109	7,4	416	5,75	46	400
5	10-04-2015	1045	141	7,5	440	5,15	9	295
6	14-05-2015	1516	175	7,4	435	7,71	33	403
7	18-06-2015	1617	210	7,5	429	7,34	34	406
8	22-07-2015	1910	244	7,4	476	6,61	43	374
9	25-08-2015	1831	278	7,6	451	9,82	37	525
10	28-09-2015	1849	312	7,3	421	7,78	25	555
11	31-10-2015	1480	345	7,6	582	5,91	27	435
12	10-12-2015	1848	385	7,5	538	6,6	24	443
13	15-01-2016	1800	420	7,3	464	6,77	28	444
J#2	n.p.s 1 AEV							

1	20-11-2014	2055	0	7,8	365	7,68	24	287
2	22-12-2014	1865	32	7,3	391	6,9	60	525
3	29-01-2015	1735	70	7,5	408	2,88	10	269
4	28-02-2015	1750	100	7,4	407	2,17	14	153
5	30-03-2015	1679	130	7,5	339	3,2	22	341
6	30-04-2015	1952	161	7,3	330	2,42	7	189
7	1-06-2015	1634	193	7,7	553	3,26	28	300
8	3-07-2015	1921	225	7,4	479	2,04	22	146
9	5-08-2015	1967	258	7,5	458	2,87	26	282
10	7-09-2015	1631	291	7,8	470	4,63	18	374
11	10-10-2015	1923	324	7,7	566	3,87	46	347
12	24-11-2015	1852	369	7,8	571	3,12	41	291
13	28-12-2015	1795	403	7,7	590	3,88	140	354
J#3	n.p.s 1/2AEV							
1	20-11-2014	1315	0	8,0	369	12,05	31	342
2	25-12-2014	1184	35	7,4	387	6,5	43	375
3	27-01-2015	1444	68	7,5	421	2,83	20	273
4	28-02-2015	1750	100	7,5	406	3,08	13	206

5	1-04-2015	1162	132	7,4	339	3,55	11	244
6	2-05-2015	1739	164	7,4	323	2,63	11	388
7	1-06-2015	1619	194	7,7	460	2,1	14	175
8	3-07-2015	1542	226	7,4	447	2,27	26	190
9	5-08-2015	1798	259	7,4	441	1,858	25	195
10	7-09-2015	1621	292	7,8	513	2,49	11	190
11	10-10-2015	1446	325	7,2	581	2,17	22	191
12	14-11-2015	1541	370	7,4	562	2,2	17	172
13	16-12-2015	1677	402	7,5	542	1,95	96	159
J#4	CEBC 30cm silt							
1	20-11-2014	1071	0	8,0	349	11,12	26	333
2	25-12-2014	657	35	7,3	383	6,5	42	353
3	29-01-2015	436	70	8,0	381	2,94	2	283
4	02-03-2015	700	101	8,0	400	3,06	25	292
5	7-04-2015	743	137	8,1	400	2,89	6	430
6	14-05-2015	1377	174	7,7	435	2,53	24	308
7	18-06-2015	1267	209	7,4	438	2,2	19	289
8	21-07-2015	1219	242	7,8	483	2,07	15	274
9	25-08-2015	1136	277	7,4	452	2,15	12	267

10	25-09-2015	1620	308	7,7	420	2,32	3	338
11	31-10-2015	1249	346	8,0	509	1,85	9	460
12	4-12-2015	1179	381	7,6	532	1,73		251
13	8-01-2016	1295	416	8,0	342	1,85	21	264
J#5	CEBC 60cm silt							
1	20-11-2014	1101	0	8,2	362	11,55	11	363
2	5-12-2014	816	28	8,3	385	10,2	7	359
3	17-01-2015	672	58	8,3	376	3,84	22	213
4	02-03-2015	634	102	8,2	392	3,49	6	164
5	14-04-2015	761	145	8,1	310	3,02	9	329
6	1-06-2015	829	192	8,0	401	2,47	9	137
7	16-07-2015	923	237	8,0	461	2,43	11	114
8	21-08-2015	1225	273	7,7	450	2,71	9	203
9	27-09-2015	1397	310	7,0	459	2,27	13	315
10	25-10-2015	1378	338	7,8	530	1,85	8	310
11	4-12-2015	1271	378	7,6	533	1,77	108	245
12	8-01-2016	1376	413	7,8	374	2	74	246

ANNEXE B : Graphiques du suivi de l'acidité et de l'alcalinité dans les colonnes



ANNEXE C : Compilation des résultats des concentrations ponctuelles des éléments chimiques lixiviés analysés par ICP-AES pour les 10 colonnes et les 13 cycles

CM-1	Al	As	B	Ba	Be	Bi	Ca	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	K
L.D	0,010	0,060	n/d	0,001	0,001	0,020	0,030	0,003	0,004	0,003	0,003	0,006	n/d
1	0,057	<0,06	0,000	0,034	<0,001	<0,02	452	<0,003	0,029	<0,003	0,023	0,029	254
2	0,049	<0,06	0,000	0,026	<0,001	<0,02	552	<0,003	0,039	<0,003	0,010	0,023	167
3	0,044	<0,06	0,000	0,041	<0,001	<0,02	632	<0,003	0,034	<0,003	0,011	0,049	163
4	0,026	<0,06	0,000	0,025	<0,001	<0,02	580	<0,003	0,032	<0,003	0,006	0,046	126
5	0,039	<0,06	0,000	0,046	<0,001	<0,02	628	<0,003	0,034	<0,003	0,012	0,032	107
6	<0,01	<0,06	0,000	0,027	<0,001	<0,02	677	<0,003	0,025	<0,003	0,008	0,055	92,7
7	<0,01	<0,06	0,000	0,032	<0,001	<0,02	603	<0,003	0,012	<0,003	0,006	0,062	65,1
8	0,011	<0,06	0,000	0,040	0,000	<0,02	498	<0,003	0,012	<0,003	0,004	0,027	41,9
9	0,029	<0,06	0,000	0,053	<0,001	<0,02	604	<0,003	0,014	<0,003	<0,003	0,098	55,1
10	0,020	<0,03	0,000	0,030	0,000	<0,02	545	<0,001	0,008	<0,001	<0,01	0,029	46,5
11	0,019	<0,06	0,000	0,029	0,000	<0,02	522	<0,003	0,015	<0,003	<0,003	0,020	38,3
12	0,026	<0,06	0,000	0,028	0,000	<0,02	570	<0,003	0,008	<0,003	0,004	0,036	44,3
13	0,045	<0,06	0,000	0,099	0,000	<0,02	567	<0,003	0,013	<0,003	0,009	0,037	43,6
Li	Mg	Mn	Mo	Na	Ni	Pb	S_{tot}	Se	Si	Sr	Te	Ti	Zn
n/d	0,001	0,002	0,009	n/d	0,004	0,020	0,090	0,100	0,020	n/d	n/d	0,002	0,005
0,594	125	3,10	0,009	562	0,098	0,030	1020	0,106	11,9	16,800	0,001	<0,002	0,399

0,092	106	6,42	<0,009	160	0,101	<0,02	832	<0,1	14,9	14,7	0,000	<0,002	0,157
0,082	122	5,54	<0,009	251	0,060	0,021	958	<0,1	12,7	14,4	0,010	<0,002	0,372
0,051	80,7	6,33	<0,009	114	0,060	<0,02	697	<0,1	12,4	11,6	0,003	<0,002	0,408
0,054	65,7	8,11	0,009	70,2	0,062	<0,02	689	<0,1	12,4	11,9	0,003	<0,002	0,426
0,046	59,5	8,30	0,019	46,2	0,045	<0,02	659	<0,1	12,1	10,1	0,011	<0,002	0,333
0,157	39,1	5,26	0,035	25,5	0,026	<0,02	658	<0,1	9,30	8,17	0,000	<0,002	0,185
0,019	41,3	4,05	0,048	15,5	0,026	<0,02	525	0,384	7,80	4,84	0,009	0,000	0,128
0,026	40,4	5,79	0,085	18,0	0,032	<0,02	613	0,227	12,2	6,75	0,004	<0,002	0,262
0,015	39,7	5,04	0,055	15,5	0,023	<0,07	554	0,184	12,0	5,26	0,001	0,000	0,120
0,018	45,7	4,66	0,100	12,3	0,031	<0,02	519	0,296	8,23	3,93	0,008	0,000	0,201
0,019	65,2	3,48	0,208	14,5	0,021	<0,02	575	0,299	7,66	4,64	0,009	0,000	0,246
0,022	75,1	4,32	0,222	14,3	0,028	<0,02	616	0,322	8,55	5,34	0,011	0,000	0,304
CM-2	Al	As	B	Ba	Be	Bi	Ca	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	K
L.D	0,010	0,060	n/d	0,001	0,001	0,020	0,030	0,003	0,004	0,003	0,003	0,006	n/d
1	0,147	<0,06	0,173	0,027	<0,001	<0,02	459	<0,003	0,020	<0,003	0,014	0,026	310
2	0,049	<0,06	0,000	0,026	<0,001	<0,02	552	<0,003	0,039	<0,003	0,010	0,023	167
3	0,025	<0,06	0,000	0,026	<0,001	<0,02	649	<0,003	0,031	<0,003	0,012	0,360	106
4	0,022	<0,06	0,000	0,025	<0,001	<0,02	604	<0,003	0,024	<0,003	0,004	0,050	79,8
5	0,035	<0,06	0,000	0,031	<0,001	<0,02	600	<0,003	0,015	<0,003	0,009	0,037	61,2
6	<0,01	<0,06	0,000	0,029	<0,001	<0,02	623	<0,003	0,012	<0,003	0,014	0,041	50,7

7	<0,01	0,077	0,000	0,024	<0,001	<0,02	638	<0,003	0,013	<0,003	0,005	0,077	50,1
8	0,022	<0,06	0,000	0,062	0,000	<0,02	609	<0,003	0,008	<0,003	0,005	0,029	40,0
9	0,023	<0,06	0,000	0,055	<0,001	<0,02	621	<0,003	0,018	<0,003	0,003	0,026	45,6
10	0,019	<0,03	0,000	0,047	0,000	<0,02	593	<0,001	0,013	<0,001	0,016	0,125	43,1
11	0,032	<0,03	0,000	0,034	0,000	<0,02	528	<0,001	0,013	<0,001	0,013	0,032	37,8
12	0,035	<0,06	0,000	0,028	0,000	<0,02	574	<0,003	0,014	<0,003	0,021	0,027	38,5
13	0,037	<0,06	0,000	0,039	0,000	<0,02	526	<0,003	0,013	<0,003	0,030	0,018	31,7
Li	Mg	Mn	Mo	Na	Ni	Pb	S_{tot}	Se	Si	Sr	Te	Ti	Zn
n/d	0,001	0,002	0,009	n/d	0,004	0,020	0,090	0,100	0,020	n/d	n/d	0,002	0,005
0,179	136	2,55	0,023	591	0,053	<0,02	1070	<0,1	9,58	11,600	0,001	<0,002	0,124
0,092	106	6,42	<0,009	160	0,101	<0,02	832	<0,1	14,9	14,7	0,000	<0,002	0,157
0,069	76,4	6,15	<0,009	64,8	0,066	<0,02	745	<0,1	15,6	14,1	0,011	<0,002	0,211
0,045	54,4	5,64	<0,009	32,5	0,055	<0,02	669	<0,1	16,2	11,2	0,006	<0,002	0,168
0,034	46,6	4,90	0,023	21,6	0,043	<0,02	621	<0,1	14,3	8,89	0,005	<0,002	0,185
0,035	40,3	4,50	0,024	17,2	0,035	<0,02	593	<0,1	13,1	8,25	0,004	<0,002	0,195
0,031	39,8	4,34	0,041	16,3	0,031	<0,02	676	<0,1	13,4	7,80	0,000	<0,002	0,222
0,027	44,1	3,85	0,040	11,9	0,033	<0,02	575	0,416	10,9	4,91	0,006	0,000	0,133
0,027	34,5	5,43	0,056	12,9	0,035	<0,02	615	0,159	15,2	5,86	0,000	<0,002	0,210
0,023	36,8	5,51	0,113	11,9	0,033	<0,07	563	0,258	11,6	5,08	0,008	0,000	0,274
0,020	31,5	5,15	0,158	9,75	0,027	<0,07	582	0,196	12,1	4,30	0,007	0,000	0,235

0,020	45,6	5,03	0,234	9,20	0,028	<0,02	552	0,301	11,4	3,71	0,015	0,000	0,249
0,018	40,5	4,33	0,263	7,30	0,025	<0,02	539	0,433	11,4	3,35	0,001	0,000	0,251
CM-3	Al	As	B	Ba	Be	Bi	Ca	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	K
L.D	0,010	0,060	n/d	0,001	0,001	0,020	0,030	0,003	0,004	0,003	0,003	0,006	n/d
1	0,060	<0,06	0,135	0,029	<0,001	<0,02	447	<0,003	0,012	<0,003	0,012	0,025	313
2	0,057	<0,06	0,000	0,016	<0,001	<0,02	496	<0,003	<0,004	<0,003	0,022	0,052	184
3	0,016	<0,06	0,000	0,022	<0,001	<0,02	629	<0,003	<0,004	<0,003	0,004	0,300	121
4	0,011	<0,06	0,000	0,025	<0,001	<0,02	623	<0,003	<0,004	<0,003	<0,003	0,689	90,1
5	0,018	<0,06	0,000	0,026	<0,001	<0,02	619	<0,003	<0,004	<0,003	<0,003	0,032	67,2
6	<0,01	<0,06	0,000	0,030	<0,001	<0,02	660	<0,003	<0,004	<0,003	<0,003	0,107	58,0
7	<0,01	<0,06	0,000	0,030	<0,001	<0,02	690	<0,003	<0,004	<0,003	<0,003	0,118	55,9
8	<0,01	<0,06	0,000	0,070	0,000	<0,02	586	<0,003	<0,004	<0,003	<0,003	0,102	33,5
9	0,010	<0,06	0,000	0,057	<0,001	<0,02	654	<0,003	<0,004	<0,003	<0,003	0,072	43,6
10	0,012	<0,03	0,000	0,050	0,000	<0,02	640	<0,001	<0,002	<0,001	<0,01	0,122	40,9
11	0,017	<0,03	0,000	0,046	0,000	<0,02	539	<0,001	<0,002	<0,001	<0,01	0,038	34,7
12	<0,01	<0,06	0,000	0,039	0,000	<0,02	534	<0,003	<0,004	<0,003	<0,003	0,029	34,2
13	0,031	<0,06	0,000	0,048	0,000	<0,02	554	<0,003	<0,004	<0,003	0,006	0,023	32,9
Li	Mg	Mn	Mo	Na	Ni	Pb	S_{tot}	Se	Si	Sr	Te	Ti	Zn
n/d	0,001	0,002	0,009	n/d	0,004	0,020	0,090	0,100	0,020	n/d	n/d	0,002	0,005
0,204	122	1,61	0,066	636	0,037	<0,02	1040	<0,1	10,3	12,0	0,000	<0,002	0,088

0,034	100,0	0,927	<0,009	225	<0,004	<0,02	869	<0,1	11,5	15,200	0,000	<0,002	0,165
0,036	87,4	0,860	<0,009	84,3	<0,004	<0,02	758	<0,1	14,6	15,600	0,006	<0,002	0,106
0,037	58,6	1,44	<0,009	39,5	0,006	<0,02	656		16,0	13,8	0,002	<0,002	0,139
0,030	41,1	2,62	0,009	25,1	0,005	<0,02	611	<0,1	15,0	10,8	0,006	<0,002	0,103
0,033	30,6	3,57	0,026	20,4	0,008	<0,02	591	<0,1	14,6	10,1	0,007	<0,002	0,141
0,027	30,6	4,34	0,034	18,8	0,016	<0,02	677	0,111	14,9	8,62	0,001	<0,002	0,127
0,016	30,8	2,69	0,042	11,1	0,014	<0,02	548	0,434	11,2	3,56	0,004	0,000	0,078
0,018	27,0	4,12	0,074	13,1	0,012	<0,02	603	0,175	16,9	4,93	0,003	<0,002	0,205
0,017	30,1	4,36	0,097	11,9	0,016	<0,07	561	0,258	14,1	4,42	0,003	0,000	0,219
0,013	25,2	4,05	0,123	9,33	0,015	<0,07	543	0,194	13,8	3,81	0,004	0,000	0,238
0,013	35,8	3,97	0,162	8,74	0,016	<0,02	482	0,303	12,2	3,12	0,008	0,000	0,213
0,014	35,6	4,50	0,156	8,23	0,020	<0,02	524	0,442	13,1	3,35	0,001	0,000	0,364
CM-4	Al	As	B	Ba	Be	Bi	Ca	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	K
L.D	0,010	0,060	n/d	0,001	0,001	0,020	0,030	0,003	0,004	0,003	0,003	0,006	n/d
1	0,057	<0,06	0,000	0,025	<0,001	<0,02	450	<0,003	0,016	<0,003	0,005	0,037	315
2	0,095	<0,06	0,000	0,009	<0,001	<0,02	456	<0,003	0,005	<0,003	0,007	0,087	192
3	0,011	<0,06	0,000	0,023	<0,001	<0,02	514	<0,003	<0,004	<0,003	<0,003	0,072	116
4	0,023	<0,06	0,000	0,028	<0,001	<0,02	523	<0,003	0,004	<0,003	<0,003	0,039	71,2
5	0,028	<0,06	0,000	0,032	<0,001	<0,02	788	<0,003	0,008	<0,003	0,023	0,035	90,6
6	0,034	0,064	0,000	0,026	<0,001	<0,02	790	<0,003	0,010	<0,003	0,021	<0,006	76,5

7	0,049	<0,06	0,000	0,028	<0,001	<0,02	819	<0,003	0,018	<0,003	0,016	0,020	69,5
8	0,094	<0,06	0,000	0,681	<0,001	<0,02	140	<0,003	<0,004	<0,003	<0,003	0,015	18,2
9	0,029	<0,06	0,000	0,112	<0,001	<0,02	581	<0,003	0,008	<0,003	0,016	0,026	39,8
10	0,016	<0,03	0,000	0,071	0,000	<0,02	495	<0,001	0,006	<0,001	0,012	0,019	32,3
11	0,016	<0,06	0,000	0,060	0,000	<0,02	447	<0,003	0,010	<0,003	0,011	0,016	28,6
12	0,020	<0,06	0,000	0,054	0,000	<0,02	447	<0,003	0,012	<0,003	0,015	0,018	29,1
13	0,030	<0,06	0,000	0,054	0,000	<0,02	435	<0,003	0,012	<0,003	0,026	0,042	27,6
Li	Mg	Mn	Mo	Na	Ni	Pb	S_{tot}	Se	Si	Sr	Te	Ti	Zn
n/d	0,001	0,002	0,009	n/d	0,004	0,020	0,090	0,100	0,020	n/d	n/d	0,002	0,005
0,164	135	1,13	0,045	742	0,023	<0,02	1550	<0,1	10,6	18,700	0,005	<0,002	0,127
0,018	90,8	0,318	<0,009	219	<0,004	<0,02	858	<0,1	7,62	13,6	0,000	<0,002	0,103
0,012	37,8	0,184	0,018	42,0	<0,004	<0,02	626	<0,1	8,49	12,700	0,008	<0,002	0,100
0,020	25,5	0,910	0,045	42,8	0,011	<0,02	536	<0,1	9,92	11,2	0,004	<0,002	0,141
0,034	61,1	4,18	0,026	52,9	0,046	<0,02	788	<0,1	13,2	0,000	17,7	<0,002	0,348
0,031	51,3	5,77	0,016	38,1	0,080	<0,02	746	0,455	14,3	12,70	0,000	<0,002	0,306
0,032	46,5	8,56	0,011	37,5	0,139	<0,02	797	<0,1	20,2	12,0	0,000	<0,002	0,278
0,016	14,7	0,868	0,043	4,74	0,005	<0,02	117	<0,1	7,91	2,26	0,000	<0,002	0,105
0,023	44,2	5,54	0,010	15,2	0,041	<0,02	554	<0,1	12,5	4,09	0,007	<0,002	0,294
0,014	27,2	4,73	<0,003	14,3	0,036	<0,07	480	0,209	12,9	3,99	0,000	0,000	0,196
0,014	26,4	4,35	0,015	13,8	0,038	<0,02	397	0,258	10,2	3,42	0,005	0,000	0,301

0,014	24,0	4,63	0,024	14,2	0,036	<0,02	386	0,244	10,2	3,53	0,007	0,000	0,270
0,016	21,3	4,43	0,029	13,1	0,037	<0,02	382	0,265	10,6	3,69	0,004	0,000	0,294
CM-5	Al	As	B	Ba	Be	Bi	Ca	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	K
L.D	0,01	0,06	n/d	0,001	0,001	0,02	0,03	0,003	0,004	0,003	0,003	0,006	n/d
1	0,063	<0,06	0,000	0,028	<0,001	<0,02	442	<0,003	0,025	<0,003	0,012	0,031	296
2	0,066	<0,06	0,000	0,012	<0,001	<0,02	420	<0,003	0,005	<0,003	0,068	0,064	242
3	0,032	<0,06	0,000	0,023	<0,001	<0,02	610	<0,003	<0,004	<0,003	0,003	0,048	146
4	<0,01	<0,06	0,000	0,024	<0,001	<0,02	575	<0,003	<0,004	<0,003	<0,003	0,054	105
5	0,024	<0,06	0,000	0,040	<0,001	<0,02	616	<0,003	<0,004	<0,003	<0,003	0,036	84,3
6	0,019	<0,06	0,016	0,033	<0,001	<0,02	688	<0,003	0,004	<0,003	0,006	<0,006	73,1
7	0,058	<0,06	0,000	0,018	<0,001	<0,02	521	<0,003	<0,004	<0,003	<0,003	0,033	13,6
8	<0,01	<0,06	0,000	0,066	0,000	<0,02	610	<0,003	0,008	<0,003	0,005	0,026	32,5
9	0,016	<0,06	0,000	0,044	<0,001	<0,02	788	<0,003	0,032	<0,003	<0,003	0,030	48,1
10	0,013	<0,03	0,000	0,039	0,000	<0,02	755	<0,001	0,032	<0,001	0,019	0,077	48,0
11	0,027	<0,03	0,000	0,035	0,000	<0,02	687	<0,001	0,031	0,001	0,013	0,034	45,3
12	0,019	<0,06	0,000	0,031	0,000	<0,02	679	<0,003	0,043	<0,003	0,016	0,021	44,4
13	0,031	<0,06	0,000	0,030	0,000	<0,02	626	<0,003	0,037	<0,003	0,020	0,021	38,6
Li	Mg	Mn	Mo	Na	Ni	Pb	S_{tot}	Se	Si	Sr	Te	Ti	Zn
n/d	0,001	0,002	0,009	n/d	0,004	0,02	0,09	0,1	0,02	n/d	n/d	0,002	0,005
0,302	141	1,89	0,026	685	0,041	<0,02	1490	0,105	10,8	17,500	0,000	<0,002	0,216

0,043	121	0,925	<0,009	446	<0,004	<0,02	996	<0,1	9,14	14,1	0,000	<0,002	0,143
0,034	75,9	0,927	<0,009	73,9	<0,004	<0,02	746	<0,1	14,1	16,8	0,006	<0,002	0,135
0,031	53,8	1,38	<0,009	43,5	<0,004	<0,02	599	<0,1	13,7	13,8	0,006	<0,002	0,100
0,019	61,4	2,75	0,016	40,0	0,031	<0,02	622	<0,1	13,4	13,6	0,001	<0,002	0,446
0,023	52,7	6,58	<0,009	33,0	0,058	<0,02	646	0,366	14,7	12,40	0,005	<0,002	0,472
0,053	104	1,85	<0,009	19,1	0,008	<0,02	608	<0,1	12,8	2,46	0,004	<0,002	0,117
0,012	27,6	4,53	0,011	13,6	0,045	<0,02	544	0,444	10,5	4,14	0,005	0,000	0,300
0,022	32,3	9,44	0,011	23,3	0,107	<0,02	714	0,182	16,1	6,42	0,000	<0,002	0,720
0,022	36,7	9,48	0,006	23,5	0,112	<0,07	654	0,304	14,0	6,36	0,005	0,000	1,14
0,022	28,2	9,09	0,009	20,4	0,108	<0,07	690	0,252	15,4	5,55	0,009	0,000	0,742
0,022	37,1	8,52	<0,009	18,2	0,113	<0,02	603	0,368	12,9	4,19	0,012	0,000	0,654
0,020	32,5	7,00	<0,009	15,5	0,111	<0,02	589	0,505	13,4	3,72	0,000	0,000	0,844

J-1	Al	As	B	Ba	Be	Bi	Ca	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	K
L.D	0,010	0,060	n/d	0,001	0,001	0,020	0,030	0,003	0,004	0,003	0,003	0,006	n/d
1	0,414	0,081	0,032	0,034	<0,001	<0,02	389	0,023	0,006	<0,003	0,013	0,564	28,2
2	0,104	<0,06	0,156	0,012	<0,001	<0,02	416	<0,003	0,011	<0,003	0,016	0,114	24,9
3	0,094	0,070	0,100	0,038	0,001	<0,02	484	<0,003	0,004	0,014	0,026	0,393	30,1
4	0,065	<0,06	0,000	0,028	<0,001	<0,02	472	<0,003	0,017	<0,003	0,034	0,074	20,6
5	<0,01	<0,06	0,000	0,016	<0,001	<0,02	450	<0,003	<0,004	<0,003	0,031	0,093	11,1

6	0,038	0,090	0,000	0,026	<0,001	<0,02	478	<0,003	0,008	0,005	0,082	1,02	17,5
7	0,023	0,061	0,045	0,022	0,000	<0,02	395	0,011	0,005	0,003	0,028	0,076	10,8
8	0,049	0,077	0,000	0,028	<0,001	<0,02	480	<0,003	0,008	<0,003	0,025	0,382	10,6
9	0,080	0,077	0,000	0,032	0,000	<0,02	463	<0,001	0,011	0,002	0,038	0,734	14,5
10	0,027	0,174	0,019	0,032	0,000	<0,02	477	<0,001	0,007	0,003	0,048	0,035	10,6
11	0,037	<0,06	0,025	0,022	0,000	<0,02	419	0,008	<0,004	0,004	0,063	0,023	8,00
12	0,061	0,068	0,052	0,024	0,000	<0,02	459	0,012	0,007	0,005	0,057	0,037	7,59
13	0,041	<0,06	0,047	0,023	0,000	<0,02	508	<0,003	<0,004	<0,003	0,083	0,036	6,47
Li	Mg	Mn	Mo	Na	Ni	Pb	S_{tot}	Se	Si	Sr	Te	Ti	Zn
n/d	0,001	0,002	0,009	n/d	0,004	0,020	0,090	0,100	0,020	n/d	n/d	0,002	0,005
0,241	2520	2,90	<0,009	124	0,011	<0,02	4140	<0,1	8,72	4,49	0,020	<0,002	0,090
0,138	1210	7,03	<0,009	56,5	0,037	<0,02	2120	<0,1	8,79	2,52	0,000	<0,002	0,207
0,098	1330	9,92	<0,009	34,7	0,072	<0,02	2240	<0,1	8,12	2,63	0,013	0,023	0,217
0,071	915	13,3	<0,009	13,8	0,061	<0,02	1690	<0,1	6,39	1,71	0,013	<0,002	0,217
0,056	752	10,5	<0,009	8,12	0,026	<0,02	1040	<0,1	3,62	1,52	0,008	<0,002	0,236
0,075	1040	13,9	<0,009	12,3	0,048	<0,02	2210	<0,1	4,96	2,10	0,000	<0,002	0,251
0,057	1790	12,8	<0,009	8,24	0,034	<0,02	2290	0,251	3,81	1,53	0,011	0,000	0,183
0,054	1090	12,4	<0,009	7,79	0,030	<0,02	1990	0,179	6,28	2,10	0,002	<0,002	0,248
0,072	2050	11,5	<0,003	12,1	0,032	<0,07	3170	0,185	6,28	2,30	0,017	0,000	0,395
0,063	1310	10,7	<0,003	8,58	0,032	<0,07	2500	0,590	6,74	2,03	0,108	0,000	0,408

0,063	1490	14,2	<0,009	6,79	0,030	<0,02	1330	0,208	4,78	2,13	0,017	0,000	0,445
0,064	1530	12,6	<0,009	7,80	0,031	<0,02	2020	0,308	6,18	2,51	0,019	0,000	0,572
0,059	1200	11,1	<0,009	7,40	0,024	<0,02	1750	0,197	9,50	2,35	0,010	0,000	0,693
J-2	Al	As	B	Ba	Be	Bi	Ca	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	K
L.D	0,010	0,060	n/d	0,001	0,001	0,020	0,030	0,003	0,004	0,003	0,003	0,006	n/d
1	0,432	0,067	0,000	0,022	<0,001	<0,02	407	0,016	<0,004	<0,003	0,014	0,448	17,9
2	0,228	<0,06	0,017	0,019	<0,001	<0,02	442	<0,003	0,011	<0,003	0,034	0,297	27,8
3	0,025	<0,06	0,000	0,013	<0,001	<0,02	355	<0,003	<0,004	<0,003	<0,003	0,081	13,8
4	0,030	<0,06	0,000	0,009	<0,001	<0,02	252	<0,003	0,008	<0,003	<0,003	0,027	7,61
5	0,054	<0,06	0,000	0,017	<0,001	<0,02	505	<0,003	0,009	<0,003	0,009	0,061	17,9
6	0,028	0,107	0,000	0,007	<0,001	<0,02	289	<0,003	<0,004	<0,003	0,007	<0,006	6,94
7	0,059	<0,06	0,000	0,017	<0,001	<0,02	448	<0,003	<0,004	<0,003	0,006	0,025	12,9
8	0,073	<0,06	0,000	0,009	<0,001	<0,02	270	<0,003	<0,004	<0,003	<0,003	0,010	5,86
9	0,057	<0,06	0,000	0,016	<0,001	<0,02	479	<0,003	<0,004	<0,003	0,015	0,041	10,4
10	0,040	0,081	0,000	0,033	0,000	<0,02	547	<0,001	<0,002	<0,001	0,012	0,030	12,1
11	0,040	<0,06	0,070	0,017	0,000	<0,02	586	<0,003	0,004	<0,003	0,016	0,027	10,5
12	0,050	<0,06	0,017	0,014	0,000	<0,02	496	<0,003	<0,004	<0,003	0,010	0,031	6,43
13	0,040	<0,06	0,083	0,016	0,000	<0,02	529	<0,003	<0,004	<0,003	0,023	0,028	6,34
Li	Mg	Mn	Mo	Na	Ni	Pb	S_{tot}	Se	Si	Sr	Te	Ti	Zn
n/d	0,001	0,002	0,009	n/d	0,004	0,020	0,090	0,100	0,020	n/d	n/d	0,002	0,005

0,076	1520	2,87	<0,009	60,4	0,012	<0,02	2680	<0,1	7,22	3,17	0,010	0,003	0,112
0,071	1800	6,61	<0,009	70,0	0,019	<0,02	3020	<0,1	8,72	3,09	0,000	<0,002	0,141
0,032	490	4,43	<0,009	26,3	0,021	<0,02	879	<0,1	4,52	1,40	0,013	<0,002	0,116
0,011	207	3,70	<0,009	9,47	0,013	<0,02	474	<0,1	3,78	0,776	0,004	<0,002	0,156
0,039	451	8,04	<0,009	21,6	0,024	<0,02	928	<0,1	5,87	1,91	0,007	<0,002	0,230
0,016	177	4,87	<0,009	5,91	0,008	<0,02	460	0,171	2,60	0,856	0,001	<0,002	0,189
0,028	327	7,74	<0,009	12,0	0,018	<0,02	790	<0,1	7,72	1,65	0,006	<0,002	0,289
0,009	167	4,55	<0,009	4,76	0,008	<0,02	452	<0,1	3,58	0,918	0,003	<0,002	0,215
0,019	348	7,92	<0,009	8,61	0,014	<0,02	804	<0,1	4,63	1,48	0,018	<0,002	0,269
0,022	444	8,53	<0,003	8,90	0,015	<0,07	989	0,152	10,00	1,85	0,001	0,006	0,337
0,022	462	8,42	<0,009	7,63	0,021	<0,02	900	0,270	6,20	1,64	0,016	0,000	0,395
0,013	307	6,99	<0,009	4,59	0,014	<0,02	686	0,238	5,14	1,20	0,011	0,000	0,333
0,017	423	7,99	<0,009	5,16	0,016	<0,02	863	0,279	5,85	1,48	0,014	0,000	0,395
J-3	Al	As	B	Ba	Be	Bi	Ca	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	K
L.D	0,010	0,060	n/d	0,001	0,001	0,020	0,030	0,003	0,004	0,003	0,003	0,006	n/d
1	0,115	0,078	0,353	0,042	0,002	<0,02	383	0,027	0,011	<0,003	0,016	0,645	21,3
2	0,129	<0,06	0,060	0,014	<0,001	<0,02	396	<0,003	0,006	<0,003	0,008	0,179	18,6
3	0,014	<0,06	0,071	0,016	<0,001	<0,02	550	<0,003	0,006	<0,003	<0,003	0,070	12,9
4	0,038	<0,06	0,000	0,013	<0,001	<0,02	508	<0,003	<0,004	<0,003	0,003	0,028	8,32
5	0,044	<0,06	0,000	0,019	<0,001	<0,02	617	<0,003	<0,004	<0,003	0,021	0,039	11,0

6	0,022	<0,06	0,000	0,010	<0,001	<0,02	453	<0,003	<0,004	<0,003	0,012	<0,006	6,93
7	0,044	<0,06	0,000	0,009	<0,001	<0,02	370	<0,003	<0,004	<0,003	0,003	0,014	5,80
8	0,066	<0,06	0,000	0,014	<0,001	<0,02	403	<0,003	<0,004	<0,003	0,016	0,019	5,87
9	0,031	<0,06	0,000	0,013	<0,001	<0,02	405	<0,003	<0,004	<0,003	0,022	0,029	5,29
10	0,022	0,064	0,000	0,010	0,000	<0,02	381	<0,001	<0,002	<0,001	0,028	0,015	4,44
11	0,034	<0,06	0,000	0,010	0,000	<0,02	352	<0,003	<0,004	<0,003	0,024	0,017	4,20
12	0,021	<0,06	0,000	0,008	0,000	<0,02	318	<0,003	<0,004	<0,003	0,028	0,029	3,66
13	0,044	<0,06	0,000	0,006	0,000	<0,02	302	<0,003	<0,004	<0,003	0,030	0,018	3,25
Li	Mg	Mn	Mo	Na	Ni	Pb	S_{tot}	Se	Si	Sr	Te	Ti	Zn
n/d	0,001	0,002	0,009	n/d	0,004	0,020	0,090	0,100	0,020	n/d	n/d	0,002	0,005
0,088	2850	2,63	<0,009	94,3	0,010	<0,02	4540	<0,1	11,1	4,47	0,018	0,013	0,092
0,061	1580	2,39	<0,009	73,2	<0,004	<0,02	2690	<0,1	9,12	3,45	0,000	<0,002	0,161
0,048	354	3,91	<0,009	24,1	0,019	<0,02	876	<0,1	8,74	2,68	0,011	<0,002	0,194
0,023	150	4,19	<0,009	8,39	0,013	<0,02	627	<0,1	7,52	1,66	0,005	<0,002	0,194
0,041	228	6,64	<0,009	11,2	0,020	<0,02	768	<0,1	7,90	2,40	0,003	<0,002	0,355
0,023	127	4,79	<0,009	5,19	0,010	<0,02	509	0,242	5,07	1,41	0,000	<0,002	0,174
0,018	118	4,73	<0,009	4,42	0,007	<0,02	469	<0,1	5,78	1,21	0,005	<0,002	0,189
0,018	128	5,09	<0,009	4,36	0,007	<0,02	510	<0,1	5,99	1,35	0,000	<0,002	0,281
0,017	137	4,45	<0,009	3,94	0,008	<0,02	502	<0,1	4,69	1,17	0,011	<0,002	0,208
0,015	145	3,78	<0,003	3,04	0,007	<0,07	498	0,094	6,27	1,10	0,007	0,000	0,325

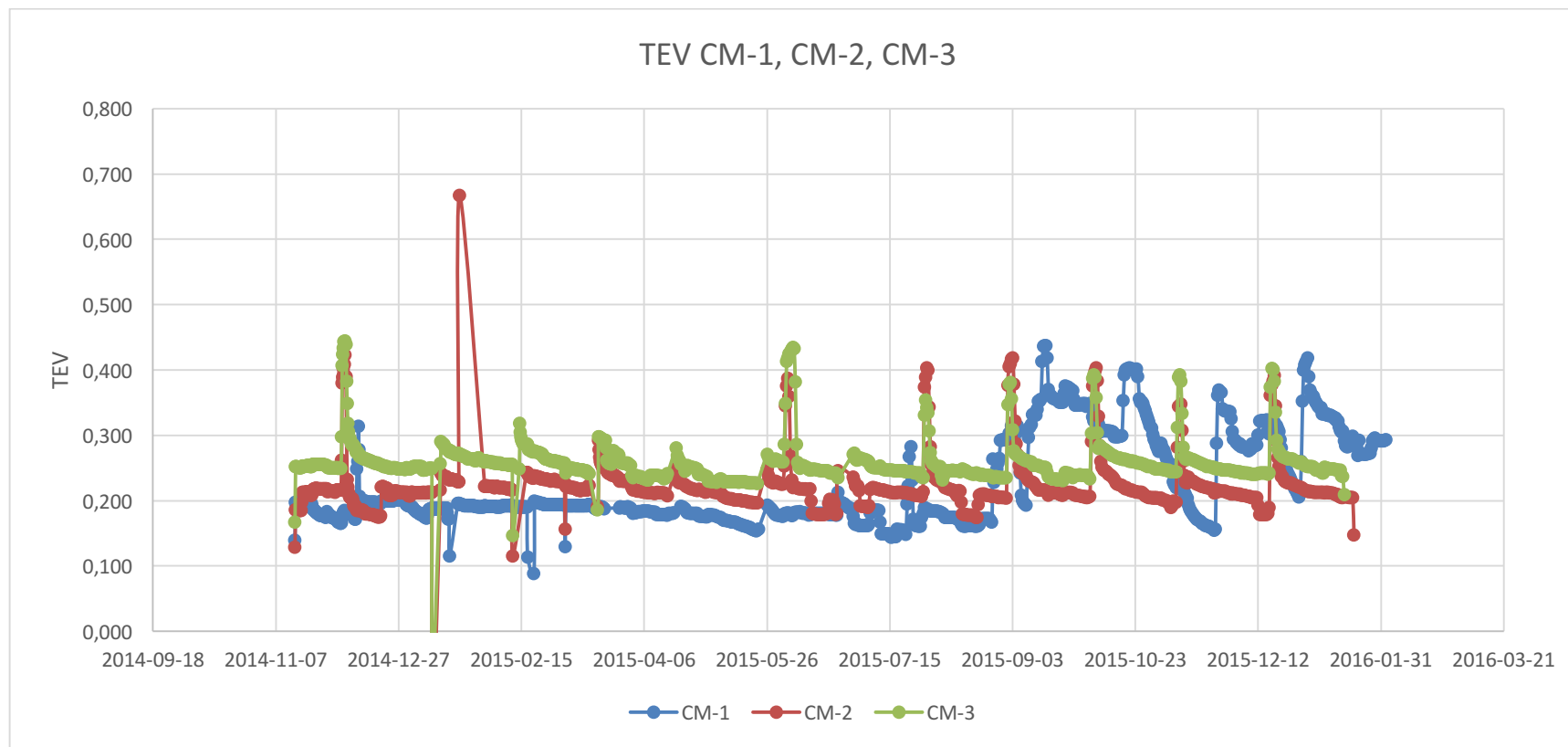
0,014	209	3,31	<0,009	3,75	0,010	<0,02	473	0,164	3,45	0,980	0,017	0,000	0,237
0,010	199	2,69	<0,009	3,31	0,009	<0,02	438	0,153	3,09	0,897	0,012	0,000	0,227
0,010	170	2,51	<0,009	2,74	0,008	<0,02	432	0,212	2,91	0,873	0,010	0,000	0,242
J-4	Al	As	B	Ba	Be	Bi	Ca	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	K
L.D	0,010	0,060	n/d	0,001	0,001	0,020	0,030	0,003	0,004	0,003	0,003	0,006	n/d
1	0,235	0,087	0,033	0,045	<0,001	<0,02	359	0,028	0,012	<0,003	0,030	0,892	22,6
2	0,109	0,061	0,000	0,016	<0,001	<0,02	372	<0,003	0,005	<0,003	0,018	0,304	19,0
3	0,016	<0,06	0,060	0,018	<0,001	<0,02	372	<0,003	<0,004	<0,003	<0,003	0,104	13,1
4	0,039	<0,06	0,000	0,018	<0,001	<0,02	478	<0,003	0,004	<0,003	0,007	0,056	12,4
5	<0,01	<0,06	0,000	0,014	<0,001	<0,02	503	<0,003	<0,004	<0,003	<0,003	0,048	12,6
6	<0,01	<0,06	0,000	0,017	<0,001	<0,02	452	<0,003	<0,004	<0,003	0,033	0,599	9,99
7	0,013	<0,06	0,046	0,013	0,000	<0,02	394	<0,003	<0,004	<0,003	0,007	0,032	7,02
8	0,020	<0,06	0,000	0,017	<0,001	<0,02	406	<0,003	<0,004	<0,003	<0,003	0,070	7,93
9	0,024	0,041	0,000	0,014	0,000	<0,02	401	<0,001	<0,002	<0,001	<0,01	0,047	6,71
10	<0,007	0,084	0,000	0,012	0,000	<0,02	404	<0,001	<0,002	<0,001	<0,01	<0,005	6,42
11	0,034	<0,06	0,000	0,012	0,000	<0,02	377	<0,003	<0,004	<0,003	0,008	0,042	5,84
12	0,015	<0,06	0,000	0,011	0,000	<0,02	323	<0,003	<0,004	<0,003	0,012	0,017	4,73
13	0,029	<0,06	0,000	0,010	0,000	<0,02	372	<0,003	<0,004	<0,003	0,016	0,131	4,71
Li	Mg	Mn	Mo	Na	Ni	Pb	S_{tot}	Se	Si	Sr	Te	Ti	Zn
n/d	0,001	0,002	0,009	n/d	0,004	0,020	0,090	0,100	0,020	n/d	n/d	0,002	0,005

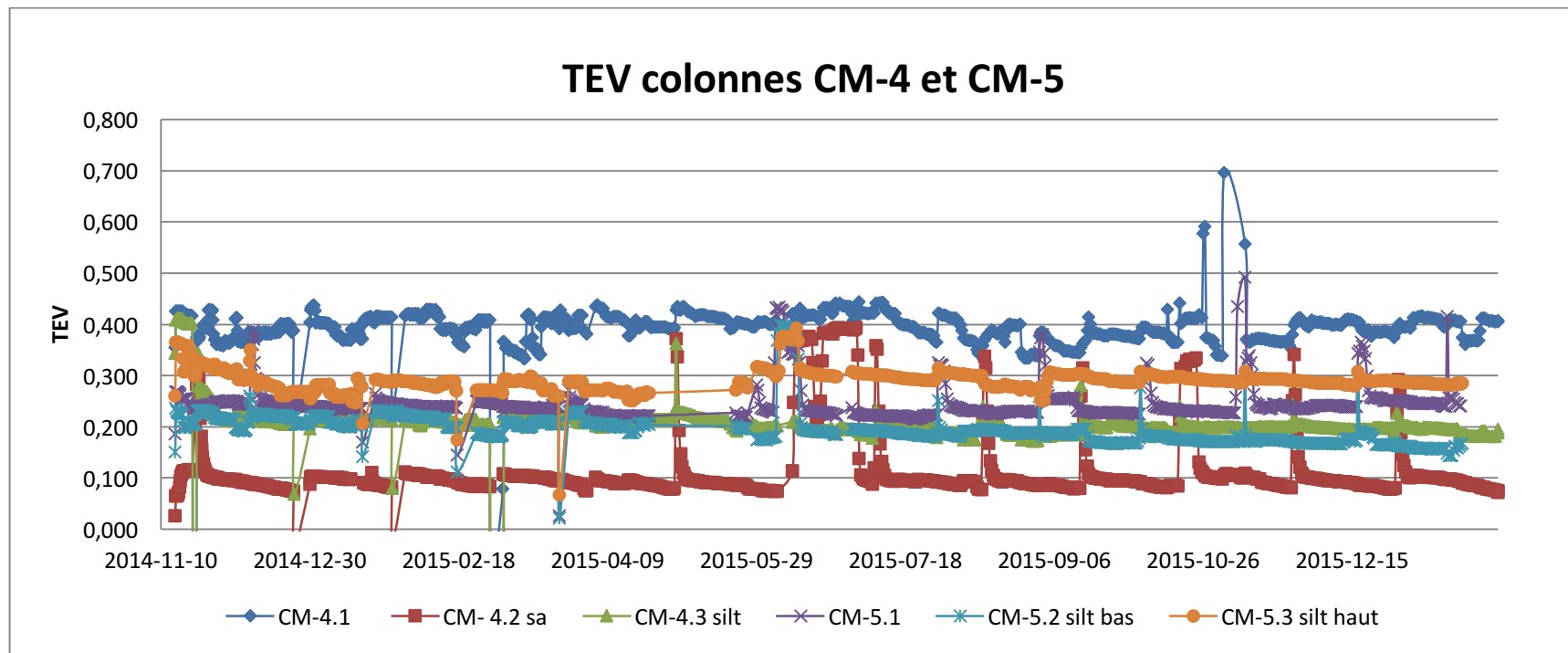
0,342	2610	3,12	<0,009	88,2	0,015	<0,02	4250	<0,1	9,61	4,14	0,001	0,024	0,109
0,052	1630	2,39	<0,009	72,1	0,006	<0,02	2740	<0,1	8,19	3,27	0,000	0,002	0,065
0,066	474	3,47	<0,009	31,8	0,014	<0,02	887	<0,1	7,52	2,48	0,011	<0,002	0,158
0,049	233	3,66	<0,009	19,3	0,015	<0,02	661	<0,1	9,20	2,26	0,007	<0,002	0,152
0,053	173	3,98	<0,009	15,7	0,011	<0,02	551	<0,1	7,83	2,35	0,003	<0,002	0,154
0,029	97,3	3,33	<0,009	12,3	0,013	<0,02	488	<0,1	11,7	1,66	0,000	<0,002	0,150
0,019	104	2,96	<0,009	7,78	0,015	<0,02	397	0,271	7,43	1,04	0,001	0,000	0,091
0,020	78,4	3,35	<0,009	7,77	0,011	<0,02	397	0,148	11,6	1,28	0,000	<0,002	0,164
0,015	76,8	3,53	<0,003	6,29	0,008	<0,07	373	0,165	8,65	1,04	0,005	0,000	0,112
0,015	77,8	3,08	<0,003	5,08	0,014	<0,07	372	0,545	8,15	1,04	0,086	0,000	0,167
0,012	103	3,00	<0,009	5,21	0,010	<0,02	366	0,197	7,46	0,831	0,005	0,000	0,107
0,009	86,6	2,51	<0,009	4,20	0,008	<0,02	293	0,168	7,82	0,673	0,009	0,000	0,118
0,010	92,7	2,57	<0,009	3,95	0,006	<0,02	371	0,155	9,35	0,709	0,012	0,000	0,107
J-5	Al	As	B	Ba	Be	Bi	Ca	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	K
	0,010	0,060	n/d	0,001	0,001	0,020	0,030	0,003	0,004	0,003	0,003	0,006	n/d
1	0,353	0,076	0,000	0,038	<0,001	<0,02	379	0,026	0,011	<0,003	0,020	0,748	22,7
2	0,127	0,094	0,056	0,026	0,002	<0,02	360	<0,003	0,015	<0,003	0,057	0,610	21,5
3	0,018	<0,06	0,081	0,018	0,003	<0,02	389	<0,003	0,006	<0,003	0,009	0,191	15,2
4	0,028	<0,06	0,000	0,014	<0,001	<0,02	433	<0,003	0,008	<0,003	<0,003	0,080	12,8
5	<0,01	<0,06	0,000	0,016	<0,001	<0,02	450	<0,003	<0,004	<0,003	0,031	0,093	11,1

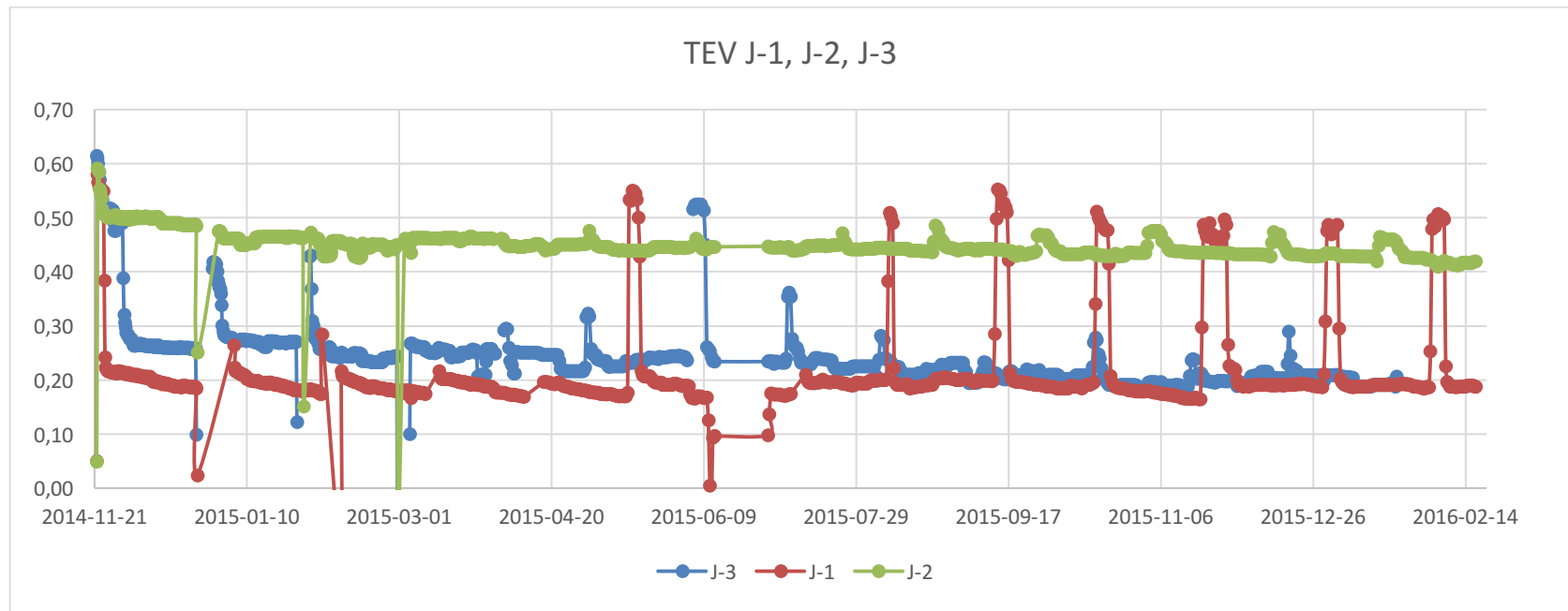
6	0,066	<0,06	0,000	0,031	<0,001	<0,02	691	<0,003	0,014	<0,003	<0,003	0,082	67,4
7	0,010	<0,06	0,000	0,017	<0,001	<0,02	517	<0,003	<0,004	<0,003	<0,003	0,109	10,7
8	0,014	<0,03	0,000	0,018	0,000	<0,02	560	<0,001	<0,002	<0,001	<0,01	0,218	11,1
9	<0,007	0,081	0,000	0,014	0,000	<0,02	422	<0,001	<0,002	<0,001	<0,01	0,011	7,76
10	0,015	<0,06	0,023	0,014	0,000	<0,02	416	<0,003	<0,004	<0,003	<0,003	0,035	7,65
11	0,017	<0,06	0,014	0,012	0,000	<0,02	346	<0,003	<0,004	<0,003	0,005	0,019	6,11
12	0,029	<0,06	0,000	0,011	0,000	<0,02	423	<0,003	0,005	<0,003	0,005	0,085	6,66
Li	Mg	Mn	Mo	Na	Ni	Pb	S_{tot}	Se	Si	Sr	Te	Ti	Zn
n/d	0,001	0,002	0,009	n/d	0,004	0,020	0,090	0,100	0,020	n/d	n/d	0,002	0,005
0,064	2720	2,85	<0,009	87,2	0,022	<0,02	4340	<0,1	8,16	4,19	0,013	0,003	0,129
0,062	2200	2,22	<0,009	81,2	0,015	<0,02	3530	<0,1	8,39	3,72	0,000	<0,002	0,131
0,057	850	1,60	<0,009	45,3	0,007	<0,02	1610	<0,1	8,65	2,71	0,009	0,004	0,174
0,044	324	1,55	<0,009	27,2	0,010	<0,02	804	<0,1	9,96	2,10	0,010	<0,002	0,156
0,056	752	10,5	<0,009	8,12	0,026	<0,02	1040	<0,1	3,62	1,52	0,008	<0,002	0,236
0,024	44,8	10,6	0,015	34,5	0,085	<0,02	670	<0,1	18,0	11,9	0,005	<0,002	0,543
0,029	67,1	1,03	<0,009	13,0	0,007	<0,02	541	0,182	11,7	1,83	0,000	<0,002	0,026
0,025	69,5	1,56	<0,003	13,4	0,006	<0,07	530	0,214	9,83	1,85	0,010	0,000	0,070
0,017	50,9	1,59	<0,003	9,70	0,012	<0,07	365	0,576	10,4	1,20	0,089	0,000	0,113
0,015	77,9	1,42	<0,009	9,88	0,008	<0,02	381	0,212	9,36	0,992	0,009	0,000	0,078

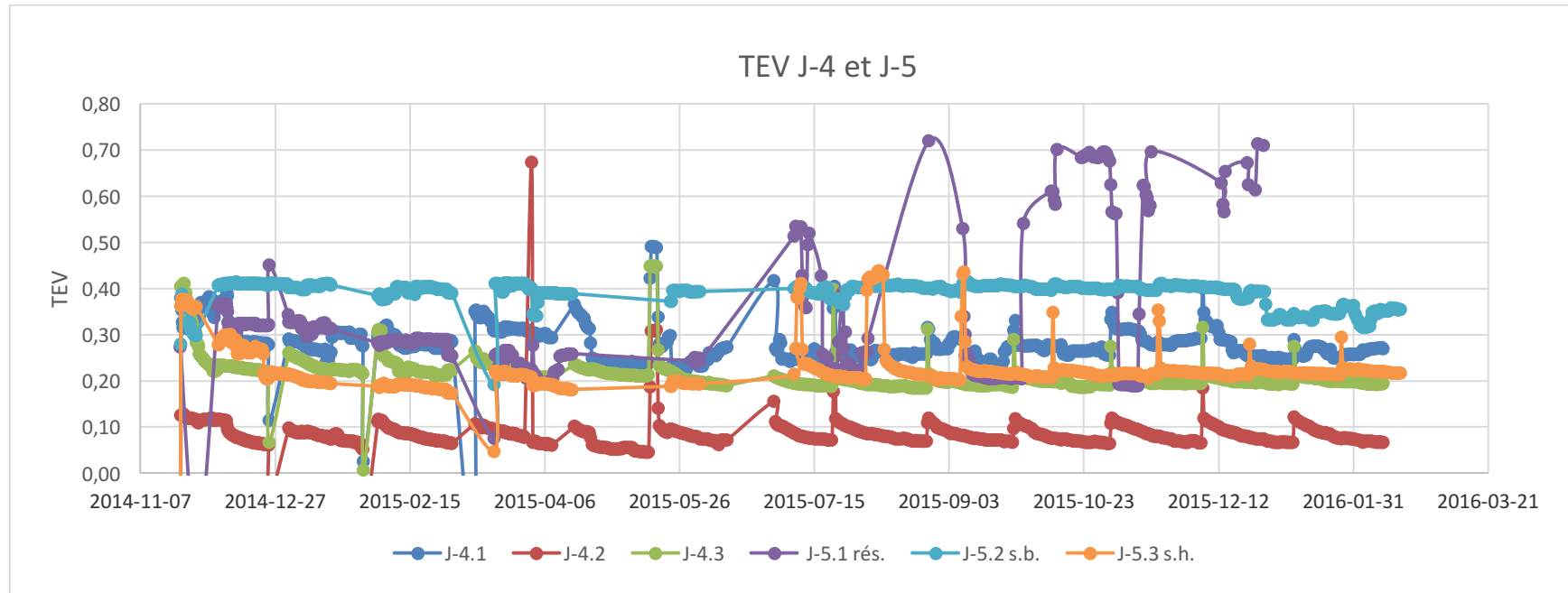
0,012	67,0	1,70	<0,009	7,53	0,008	<0,02	305	0,190	8,12	0,772	0,008	0,000	0,248
0,018	80,9	1,62	<0,009	7,90	0,006	<0,02	420	0,169	10,7	0,822	0,009	0,000	0,137

ANNEXE D : Suivi des teneurs en eau mesurées par les sondes EC-5 Pour la durée totale des essais









ANNEXE E : Compilation des Mesures des concentrations en oxygène au G.C. pour les 10 colonnes

Mesures des pourcentages en oxygène au chromatographe en phase gazeuse(GC) des colonnes Joutel pour les cycles 3 à 12

Cycle	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
Port à échantillonnage	%	%	%	%	%	%	%	%	%	%
J-1										
1.2	21,32	20,86	21,43	21,17	21,22	21,17	20,43	21,57	20,67	21,3
1.1	20,53	20,52	19,49	19,42	18,84	19,27	18,52	18,84	18,03	20,17
J-2										
1.2	21,28	20,79		19,72	20,09	20,06	20,36	19,35	18,88	20,79
1.1	21,19	20		18,79	19,99	19,95	17,2	19,33	18,29	18,56
J-3										
1.2	21,76	21,82	20,39	20,83	20,19	16,24	18,04	17,44	16,99	16,3
1.1	21,81	21,38	19,59	21,31	20,88	17,38	13,66	18,74	16,24	16,3
J-4										
1.6	21,63	21,82	20,31	21,67	21,15	21,43	21,17	21,36		21,63
1.5		21,81	18,78	20,29	20,93	19,93	19,82	20,95	18,91	20,9
1.4	20,59	18,51	14,39	15,3	9,73	12,95	12,02	18,66	13,39	18,79
1.3	20,14	16,29	17,62	14,35	15,14	12,34	11,28	19,25	16,7	19,06
1.2	19,93	16,04	16,44	14,76	8,06	13,74	12,01	17,42	11,34	
1.1	20,02	16,16	15,76	21,68	12,54	12,9	10,76	15,19	15,24	18,13

1.6	21,82	21,73		21,53	21,65	21,64	21,69	21,12	21,36	21,72
1.5	21,67	21,56			21,52	21,53	21,54	20,03	21,36	21,46
1.4	20,96	20,24			19,56	20,14	19,82	17,23	19,24	20,44
1.3	21,05	20,16		20,03	20,31	20,35	19,5	18,34	19,28	20,07
1.2	20,9	19,14		17,83	19,06	20,17	19,08	18,89	18,99	19,6
1.1	20,01	18,27		16,3	19,09	19,83	19,55	18,36	17,74	19,53
CM-5										
1.6	21,84	21,7	21,76	21,66	21,34	21,53	21,6	21,6	21,48	21,68
1.5	21,76	21,74	21,73	21,54	20,97	21,29	21,18	21,08	21,54	21,14
1.4	21,41	20,97	21,46	19,5	17,35	16,03	16,04	17,96	20,9	18,38
1.3	21,34	21,06	21,54	19,68	19,29	15,92	16,08	16,07	17,07	18,06
1.2	20,34	21,25	21,18	18,84	12,04	11,28	14,86	12,04	13,96	15,31
1.1	20,17	21,33	21,8	19,97	10,82	8,92	15,75	12,55	13,96	15,31

ANNEXE F : Compilation des Mesures de porosité, TEV et degrés de saturation mesurés au démantèlement

Teneurs en eau massique (w%)et volumique (TEV), porosité(n) et degré de saturation(S)déterminées pour chaque tranche de résidus au démantèlement

Colonne CM-1	matériau	w%	n	TEV	S
(38-40)	résidus surface	23,4	0,49	32,9	67,1
(33-38)	résidus	19,2	0,44	29,8	68,1
(20-30)	résidus	18,5	0,44	28,9	66,3
(10-20)	résidus	18,1	0,44	28,1	63,8
(0-10)	résidus	18,2	0,42	29,4	70,4
Colonne CM-2	matériau	w%	n	TEV	S
(40-50)	sable	0,8	0,35	1,5	4,4
(38-40)	résidus surface	17,4	0,64	17,5	27,5
(33-38)	résidus	17,7	0,54	22,5	41,4
(20-30)	résidus	17,7	0,41	29,1	71,1
(10-20)	résidus	17,8	0,43	28,2	65,4
(0-10)	résidus	17,6	0,39	29,6	75,4
Colonne CM-3	matériau	w%	n	TEV	S
(40-70)	sable	1,22	0,33	2,2	6,8
(33-38)	résidus	20,1	0,45	30,4	67,7
(20-30)	résidus	21,2	0,38	36,1	94,1

(10-20)	résidus	20,2	0,52	27,1	52,6
(2-10)	résidus	19,7	0,43	31,0	71,6
Colonne CM-4	matériau	w%	n	TEV	S
(100-130)	sable	1,3	0,34	2,3	6,8
(93-98)	silt	19,7	0,47	28,4	60,7
(80-90)	silt	19,9	0,47	28,8	61,6
(70-80)	silt	19,1	0,33	34,5	103,2
(40-70)	sable	2,2	0,36	3,8	10,3
(30-38,5)	résidus	17,9	0,43	28,2	65,3
(20-30)	résidus	17,3	0,38	29,8	79,0
(10-20)	résidus	17,9	0,43	28,1	65,1
(2,7-10)	résidus	17,9	0,51	24,5	48,2
(0-2,7)	résidus	18,5	0,44	28,6	64,9
Colonne CM-5	matériau	w%	n	TEV	S
(130-160)	sable	1,1	0,35	2,1	5,9
(125-130)	silt	19,4	0,42	30,6	72,9
(110-120)	silt	19,7	0,47	28,2	59,8
(100-110)	silt	19,9	0,43	30,9	72,4
(90-100)	silt	20,1	0,45	30,2	67,8
(80-90)	silt	19,8	0,39	33,0	85,7

(70-80)	silt	19,6	0,42	31,0	74,4
(40-70)	sable	2,1	0,35	3,8	11,0
(38-40)	résidus surface	17,1	0,49	24,3	48,8
(30-32,5)	résidus	18,6	0,35	33,5	96,1
(20-30)	résidus	18,4	0,47	27,2	58,2
(10-20)	résidus	18,2	0,46	27,4	60,2
(3-10)	résidus	18,4	0,46	27,5	59,8
Colonne J-1	matériau	w%	n	TEV	S
(38,5-39)	résidus surface	14,7	0,47	23,8	50,3
(36,5-38,5)	résidus	15,2	0,42	27,0	64,4
(34,5-36,5)	résidus	15,7	0,56	21,2	37,9
(32,0-34,5)	résidus	15,3	0,48	24,4	51,2
(20,0-32,0)	résidus	14,8	0,47	24,2	52,1
(10,0-20,0)	résidus	14,0	0,36	27,2	74,6
(0-10)	résidus	13,6	0,38	25,8	67,6
Colonne J-2	matériau	w%	n	TEV	S
(40-50)	sable	0,9	0,38	1,6	4,1
(35-40)	résidus	16,3	0,43	28,3	65,3
(30-40)	résidus	15,7	0,42	27,9	66,4
(20-30)	résidus	17,3	0,39	32,2	81,7

(10-20)	résidus	17,2	0,42	30,8	74,2
(0-10)	résidus	16,9	0,38	32,0	83,8
Colonne J-3	matériau	w%	n	TEV	S
(40-70)	sable	1,9	0,35	3,4	9,8
(38-40)	résidus surface	18,2	0,28	40,2	144,9
(33-38)	résidus	17,4	0,37	33,6	91,0
(20-30)	résidus	17,2	0,35	34,3	98,0
(10-20)	résidus	17,6	0,39	32,9	84,2
(2-10)	résidus	18,7	0,38	35,2	91,9
(0-2,5)	résidus oxydés	18,1	0,39	33,6	85,0
Colonne J-4	matériau	w%	n	TEV	S
(100-130)	sable	1,3	0,34	2,4	7,1
(93-98)	silt	19,2	0,44	28,9	65,2
(80-90)	silt	20,7	0,47	29,6	62,6
(70-80)	silt	20,3	0,35	35,7	101,7
(40-70)	sable	2,5	0,36	4,5	12,3
(20-30)	résidus	19,3	0,44	33,4	76,4
(10-20)	résidus	20,1	0,39	37,4	95,8
(0-10)	résidus	19,9	0,36	39,2	110,3
Colonne J-5	matériau	w%	n	TEV	S

(130-160)	sable	1,3	0,36	2,2	6,0
(123-128)	silt	19,8	0,39	32,7	83,7
(110-120)	silt	20,8	0,44	31,6	71,9
(100-110)	silt	21,3	0,34	37,9	110,2
(90-100)	silt	21,1	0,49	29,3	59,9
(80,5-90)	silt	20,5	0,41	33,1	81,6
(70-80,5)	silt	20,2	0,39	33,6	87,2
(30-35)	résidus	17,5	0,37	33,7	90,9
(20-30)	résidus	18,4	0,43	32,0	73,9
(10-20)	résidus	18,1	0,33	37,0	111,2
(0-10)	résidus	19,4	0,37	37,6	102,6

ANNEXE G : Compositions minéralogiques par DRX initiale des résidus secs (données brutes) et composition chimique initiale

Mineral	Formule	Résidus Joutel %massique	Résidus C-M %massique
SULFURES			
Pyrite	FeS ₂	7,37	0,76
CARBONATES			
Calcite	CaCO ₃	2,55	3,82
Dolomite	CaMg (CO ₃) ₂	18,84	0,77
Sidérite	FeCO ₃	9,69	0,71
Calcite magnésienne	CaMg(CO ₃) ₂		0,32
Rhodocrosite	MgCO ₃		0,86
SULFATES			
Gypse	CaSO ₄ ·2H ₂ O	1,37	0,27
OXYDES			
Magnétite	Fe ₃ O ₄		0,27
Rutile	TiO ₂		1,47
Hématite	Fe ₂ O ₃		0,23

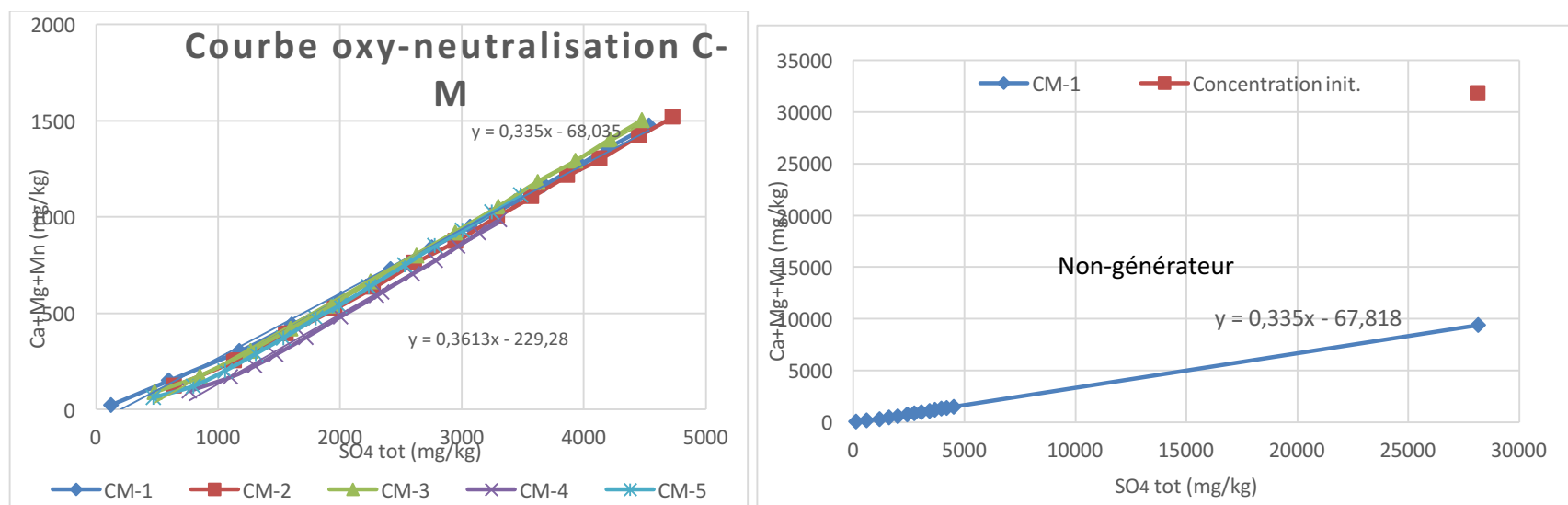
SILICATES			
Quartz	SiO ₂	25,28	25,91
Albite	NaAlSi ₃ O ₈	26,25	43,39
Orthoclase	KAlSi ₃ O ₈		4,44
Muscovite	KAl ₂ (AlSi ₃)O ₁₀ (OH,F) ₂		5,12
Chlorite	(Fe,Mg,Al) ₆ (Si,Al) ₄ O ₁₀ (OH) ₈	6,87	4,17
Biotite	K(Mg,Fe) ₃ (AlSi ₃ O ₁₀)(OH) ₂	0,72	
Actinolite	Ca ₂ (Mg,Fe) ₅ (OH,F) ₂ (Si ₄ O ₁₁) ₂	1,06	

Composition chimique initiale des résidus secs

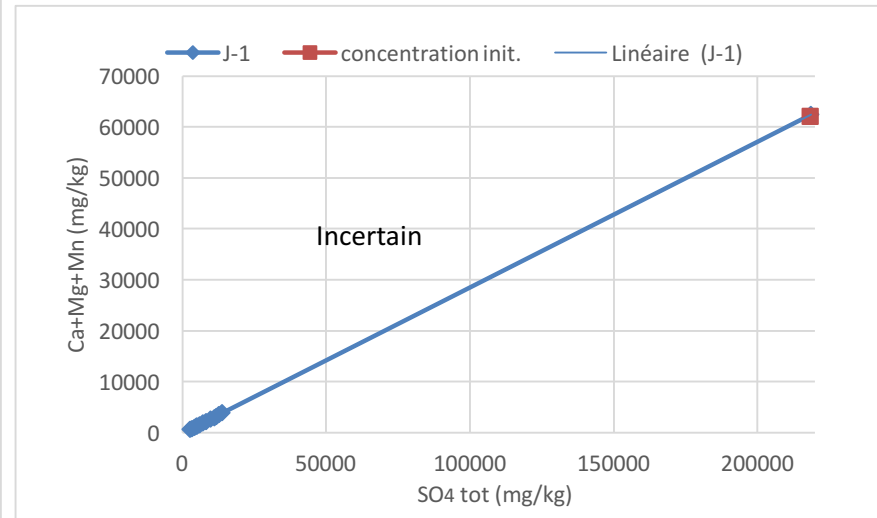
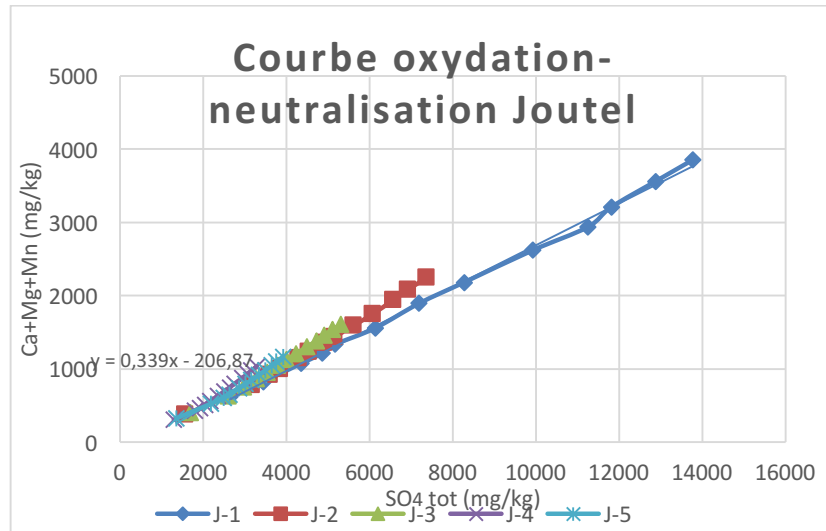
Éléments	Résidus secs Joutel (mg/kg)	Résidus secs Malartic (mg/kg)
Al	39420	76600
As	456	<5
Ba	69	777
Be	5	5
Bi	<5	<5
Ca	40450	19100
Cd	<5	<5
Co	67	30
Cr	73	199

Cu	41	46
Fe	157700	34190
K	4030	24400
Mg	16280	12240
Mn	5181	401
Mo	40	37
Na	21300	35000
Ni	23	51
Pb	<5	40
S	72880	9388
Sb	15	<5
Se	6	42
Sn	<5	<5
Ti	8306	8531
Zn	<55	<55

ANNEXE H : Les courbes d'oxydation-neutralisation

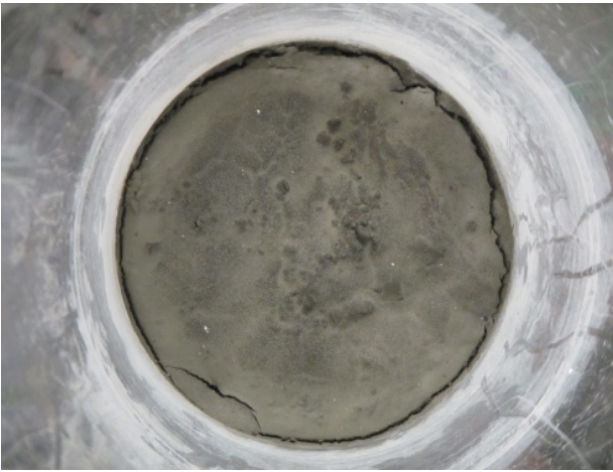



Espèces oxydées vs les espèces neutralisantes cumulées présentes dans les eaux de lixiviation des colonnes des résidus Canadian Malartic et extrapolation de la courbe CM-1 avec la concentration initiale des résidus Canadian Malartic.



Courbes d'oxydation-neutralisation et extrapolation pour la courbe J-1 avec la concentration initiale des résidus Joutel

ANNEXE I : Photographies de l'oxydation visible dans les résidus au démantèlement

	
CM-1 : Surface des résidus avec fentes de retrait	CM-2 : Présence de traces d'oxydation en bordure 16 à 18 cm



CM-3 : Présente un peu d'oxydation de 10 à 20cm



CM-4 : Présente un peu d'oxydation entre 24 et 28cm



CM-5 : Traces brunes d'oxydation seulement le long de la bordure de 38 à 40cm



CM-5 : Couche plus oxydée que les 2 premières 20 à 30 cm



J-1 : Résidus entièrement oxydés 10-39 cm (couleur ocre)



J-1 : Précipitation de minéraux secondaires blancs (gypse)



J-2 : Résidus partiellement oxydés avec marbrures et sur les bords 0-40 cm



J-3 : L'oxydation est localisée le long de chemins préférentiels



J-4 Oxydation localisée majoritairement sur la bordure de la colonne



J-5 Oxydation le long d'un chemin préférentiel

ANNEXE J : Détermination du PA et du CPN minéralogique

Résidus Joutel

Minéral	Formule chimique	Nma	Ws	Wa	Xs	PA
Pyrite	FeS ₂	2	119,85	98	13	212,6

Minéral	Formule chimique	Nmi	Wi	Wa	Xi	CPN
Calcite	CaCO ₃	1	100,09	98	5	49
Dolomite	CaMg(CO ₃) ₂	0,5	184,38	98	8	111,4
Sidéríte	FeCO ₃	0	116	98	14	0
					CNP total	160,4

Résidus Canadian Malartic

Minéral	Formule chimique	Nma	Ws	Wa	Xs	PA
Pyrite	FeS ₂	2	119,85	98	1,5	24,53

Minéral	Formule chimique	Nmi	Wi	Wa	Xi	BPN
Calcite	CaCO ₃	1	100,09	98	3	29,4
Dolomite	CaMg(CO ₃) ₂	0,5	184,38	98	1	10,6
Sidéríte	FeCO ₃	0	116	98	0	0
Rhodochrosite	MnCO ₃	0	114,9	98	0	0
					CNP total	40

ANNEXE K : Détermination de plusieurs paramètres pour la modélisation avec vadose

Conditions frontières haut			
Colonne	rinçage	surface réelle	surface colonne
	(mm d'eau)	(m ²)	(m ²)
CM-1	130	0,0154	0,14
CM-2	130	0,0154	0,14
CM-3	132	0,0152	0,14
CM-4	132	0,0152	0,14
CM-5	132	0,0151	0,14
Colonne	rinçage	surface réelle	surface colonne
J-1	130	0,0154	0,14
J-2	131	0,0153	0,14
J-3	131	0,0153	0,14
J-4	132	0,0152	0,14
J-5	130	0,0154	0,14

Conditions frontières bas						
Colonne	qté lixiviat	temps	lix.colonne	lix.modèle	lix./nœud	lix./nœud/jour
	(L)	(j)	(m ³)	(m ³)	(m ³)	(m ³)
CM-1	1,907	3	0,00191	0,0173	0,0087	0,0029
CM-2	1,458	3	0,00146	0,0133	0,0066	0,0022
CM-3	1,853	3	0,00185	0,0171	0,0085	0,0028
CM-4	1,437	5	0,00144	0,0132	0,0066	0,0013
CM-5	1,302	5	0,00130	0,0121	0,0060	0,0012
J-1	1,831	4	0,00183	0,0166	0,0083	0,0021
J-2	1,967	4	0,00197	0,0180	0,0090	0,0022
J-3	1,798	3	0,00180	0,0165	0,0082	0,0027
J-4	1,36	5	0,00136	0,0125	0,0063	0,0013
J-5	1,397	9	0,00140	0,0127	0,0064	0,0007

Conditions frontières pour la deuxième analyse transitoire (drainage) : Ces valeurs ont été déterminées en considérant les succions maximales atteintes mesurées par les sondes au cours d'un cycle à l'exception de la colonne CM-5

Colonne	B.C hydraulique bas H (m)
CM-1	-1,9
CM-2	-1,75
CM-3	-1
CM-4	-1,75
CM-5	-1,75
J-1	-1,8
J-2	-1,4
J-3	-1,2
J-4	-0,5
J-5	-2,1

Détermination des valeurs d'activation pour les simulations

Colonnes	matériaux	TEV	Succion PWP	Conc.O2	T
		Démentellement	(kPa) selon CRE modèle	(g/m3)	(°C)
CM-1	résidus	0,20	-17	277	22,9
CM-2	résidus	0,29	-21	277	22,9
	sable	0,03	-14	280	22,9
CM-3	résidus	0,32	-15,6	277	22,9
	sable	0,03	-14	280	22,9
CM-4	résidus	0,29	-15	258	22,9
	sable (bas)	0,05	-4	261	23
	silt	0,35	-12,5	277	23
	sable (haut)	0,03	-7	280	23
CM-5	résidus	0,25	-27	142	22,9
	sable (bas)	0,05	-5	232	22,9
	silt (bas)	0,32	-11	232	22,9
	silt (haut)	0,30	-13	273	22,9
	sable (haut)	0,03	-14	280	22,9

Colonnes	matériaux	TEV	Succion PWP	Conc.O2	T
		Démentèlement	(kPa)selon CRE modèle	(g/m3)	(°C)
J-1	résidus	0,26	-19	249	23
J-2	résidus	0,28	-18,5	258	23
	sable		-6	280	23
J-3	résidus	0,35	-17	258	23
	sable	0,035	-6	280	23
J-4	résidus	0,37	-9	172	23
	sable (bas)	0,05	-4,2	163	23
	silt	0,32	-12,5	266	23
	sable (haut)	0,03	-7	280	23
J-5	résidus	0,36	-12	90	23
	sable (bas)	0,05	-5	243	23
	silt (bas)	0,38	-5	243	23
	silt (haut)	0,31	-12	280	23
	sable (haut)	0,02	-5	280	23

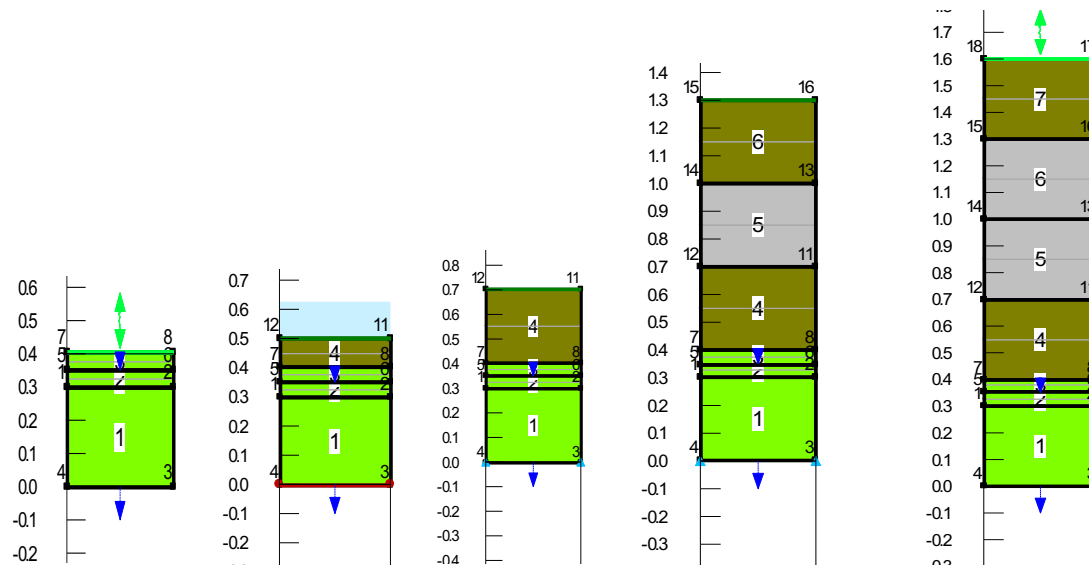
Détermination du Coefficient de réactivité (Kr) avec l'équation de Collin : $Kr = K' 6DH (1 - n) Cp$

CM	Cu	D ₁₀ (micron)	log (Cu)	DH	Kr
n= 0,43	10,15086	3,55	1,01	7,74E-06	0,145
		3,55E-06			
Cp = 0,0076kg/kg					
Joutel	Cu	D ₁₀ (micron)	log (Cu)	DH	Kr
n= 0,39	8,401429				
		2,27	0,92	4,73E-06	2,47
Cp = 0,0737 kg/kg		2,27E-06			

$$DH=[1+1,17 \log(Cu)] D_{10}$$

$$K'= 4,33^E-05/j$$

ANNEXE L : Résultats modélisations avec Vadose/W

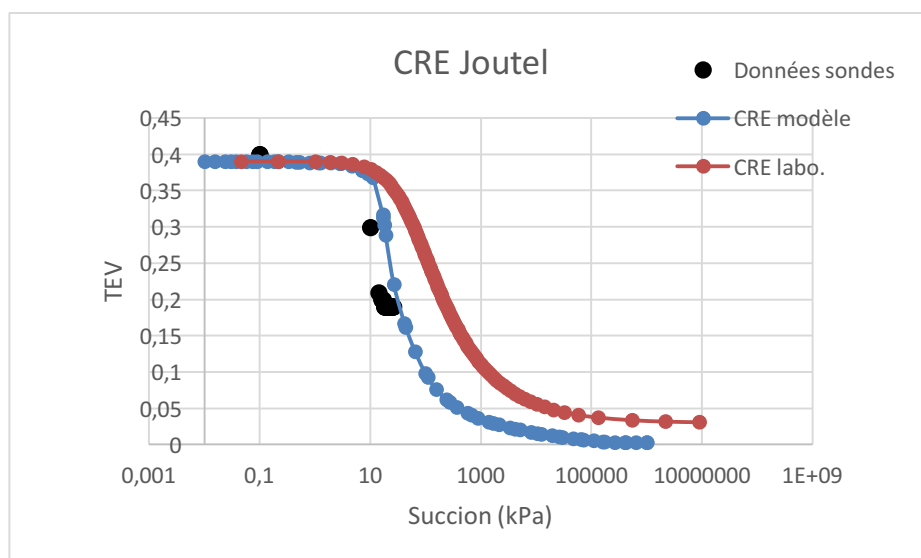
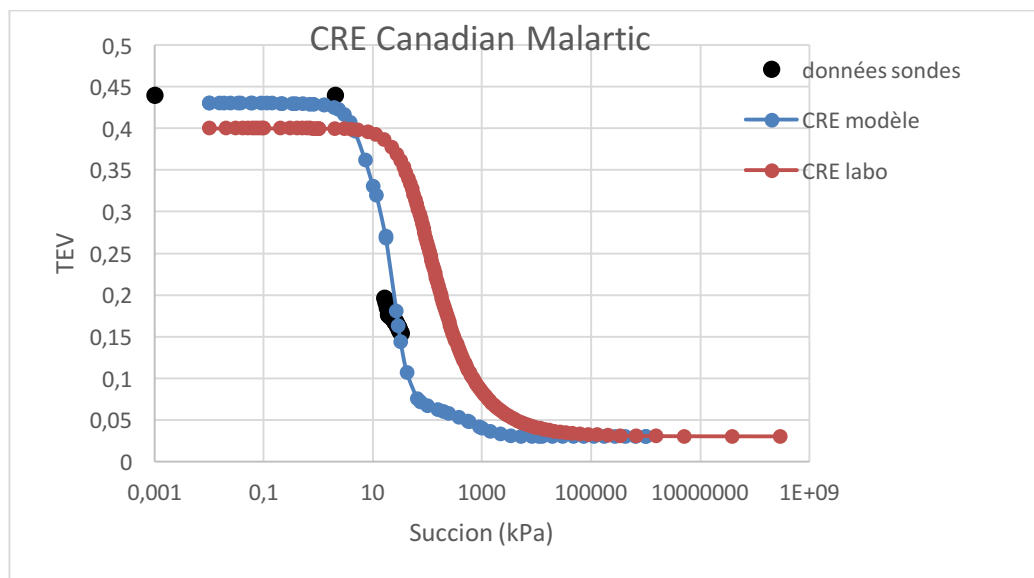


Construction des modèles numériques des colonnes dans Vadose/W

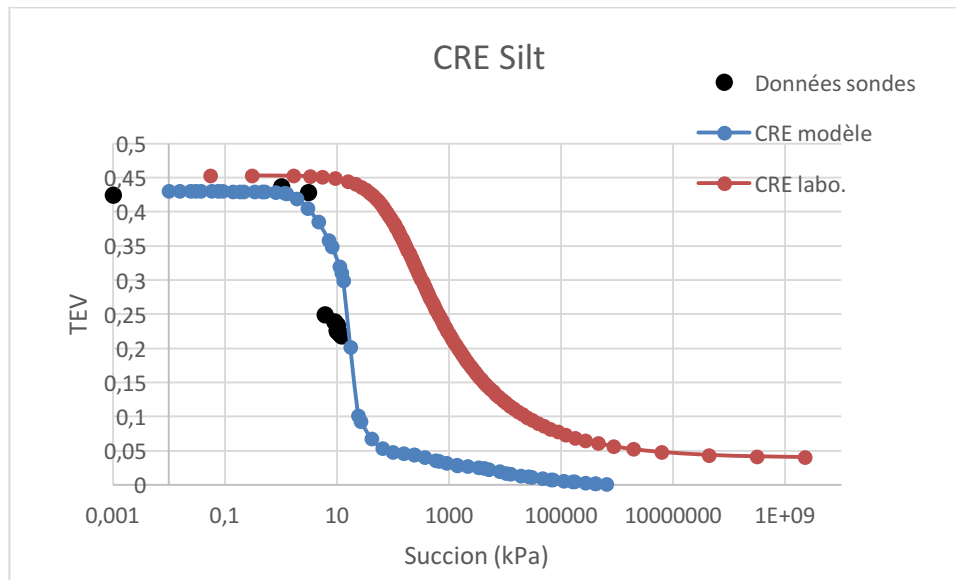
Les simulations ont été exécutées en 2 analyses consécutives en régime transitoire. La première analyse correspondant au rinçage, qui varie de 3 à 7 jours et la deuxième analyse, qui correspond au drainage est d'une durée de 28 jours.

CONDITIONS FRONTIÈRES ET VALEURS D'ACTIVATION	1ÈRE ANALYSE: RÉGIME TRANSITOIRE RINÇAGE	2IÈME ANALYSE: RÉGIME TRANSITOIRE DRAINAGE
DURÉE	la durée du rinçage (selon la colonne)	28j drainage
B.C HAUT	-données climatiques des premiers jours du cycle (selon durée rinçage)	-données climatiques jours 5 à 33
CLIMATIQUE	-T, humidité rel., précipitation en (mm) le premier jour: 2 L / aire surface	T, humidité rel.
	-Conc. O ₂ atmosphère : 276 g/m ³	-Conc. O ₂ atmosphère : 276 g/m ³
VALEURS	-pour chaque matériaux : résidus, sable, silt	-valeurs au dernier jour de la 1ère analyse
D'ACTIVATION	-PWP : mesures suctions dernier jour cycle	
	-T: température labo. dernier jour cycle	
	-Conc.O ₂ : conc. O ₂ dernier jour cycle	
B.C BAS	-débit sortant : Volume lixiviat/durée rinçage/nb.nœuds	-H = -1,75 m (profondeur de la nappe)
HYDRAULI-QUE	Q = m ³ /j/2	

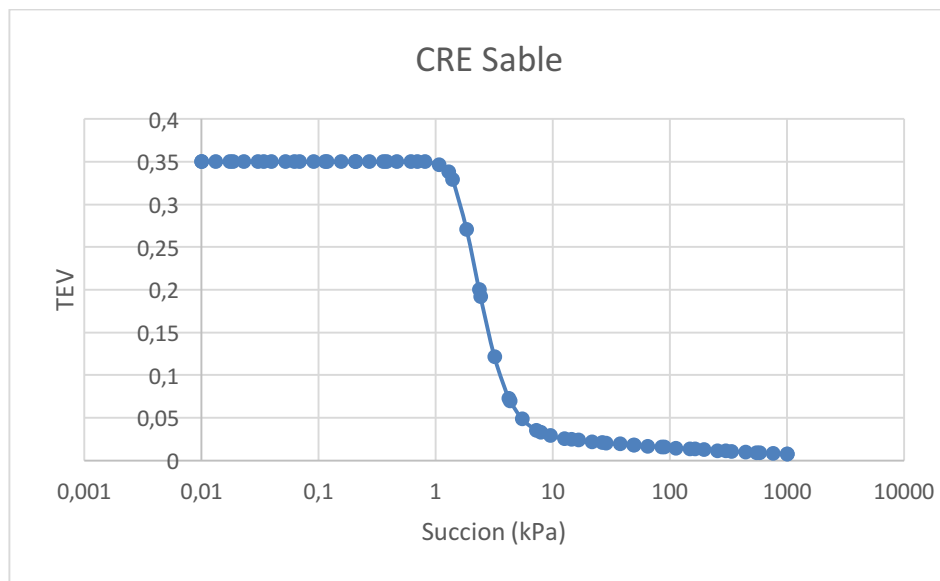
La calibration des modèles



Courbes de rétention d'eau (CRE) du modèle, CRE labo et données sondes succion pour les résidus Canadian Malartic et Joutel



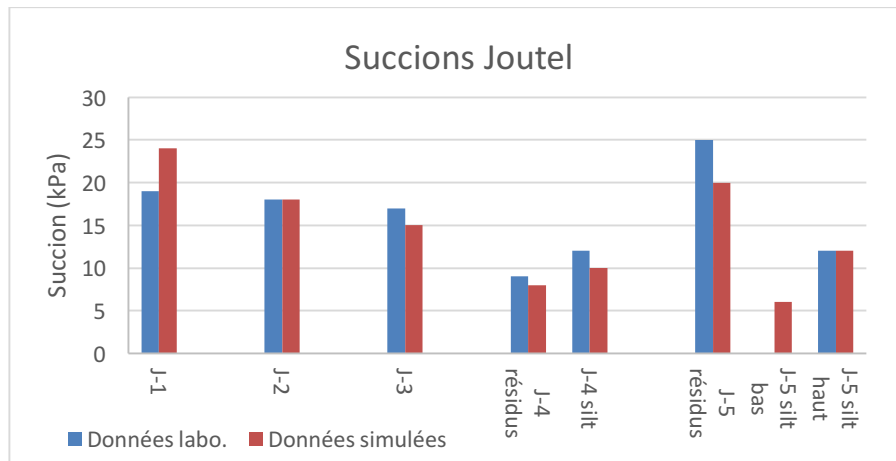
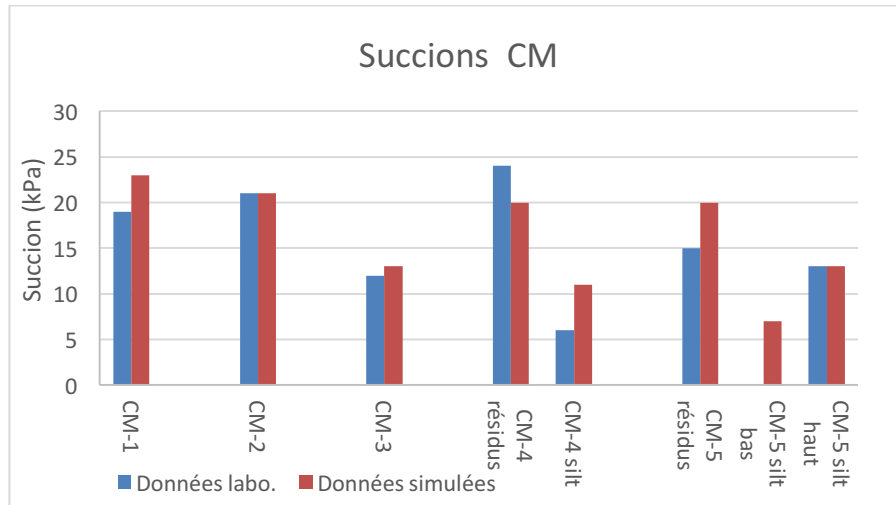
Courbes de rétention d'eau (CRE) du modèle, CRE labo. et données sondes suction pour le silt



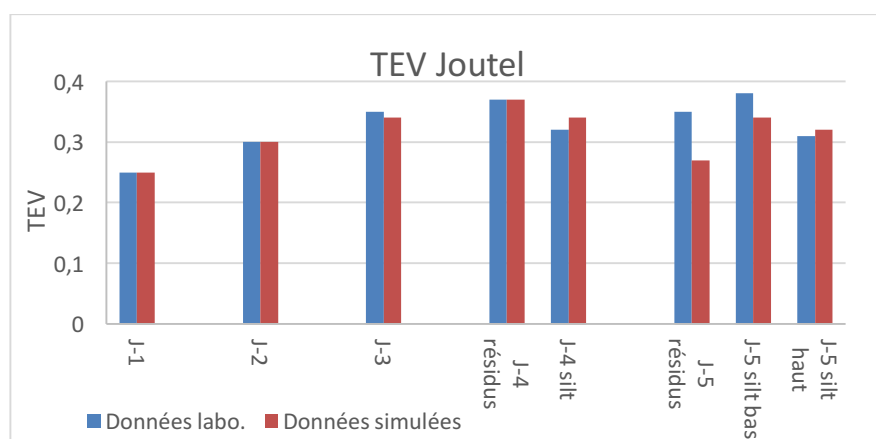
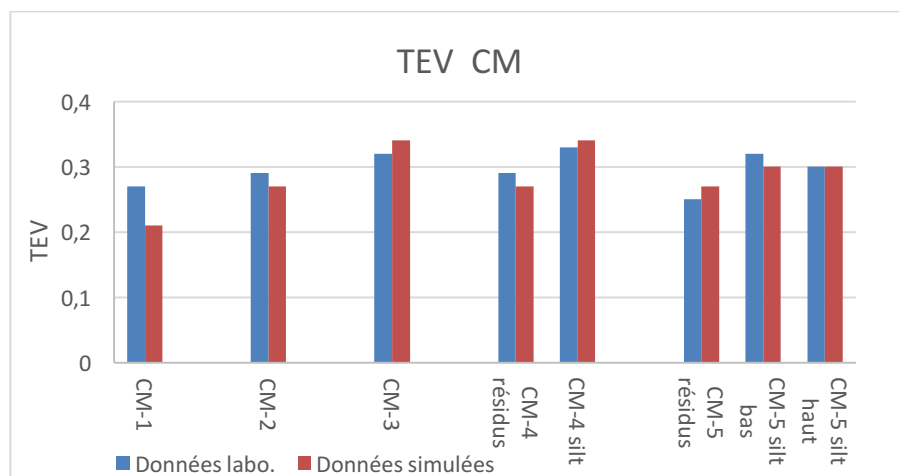
Courbes de rétention d'eau (CRE) du modèle pour le sable

Propriétés des matériaux

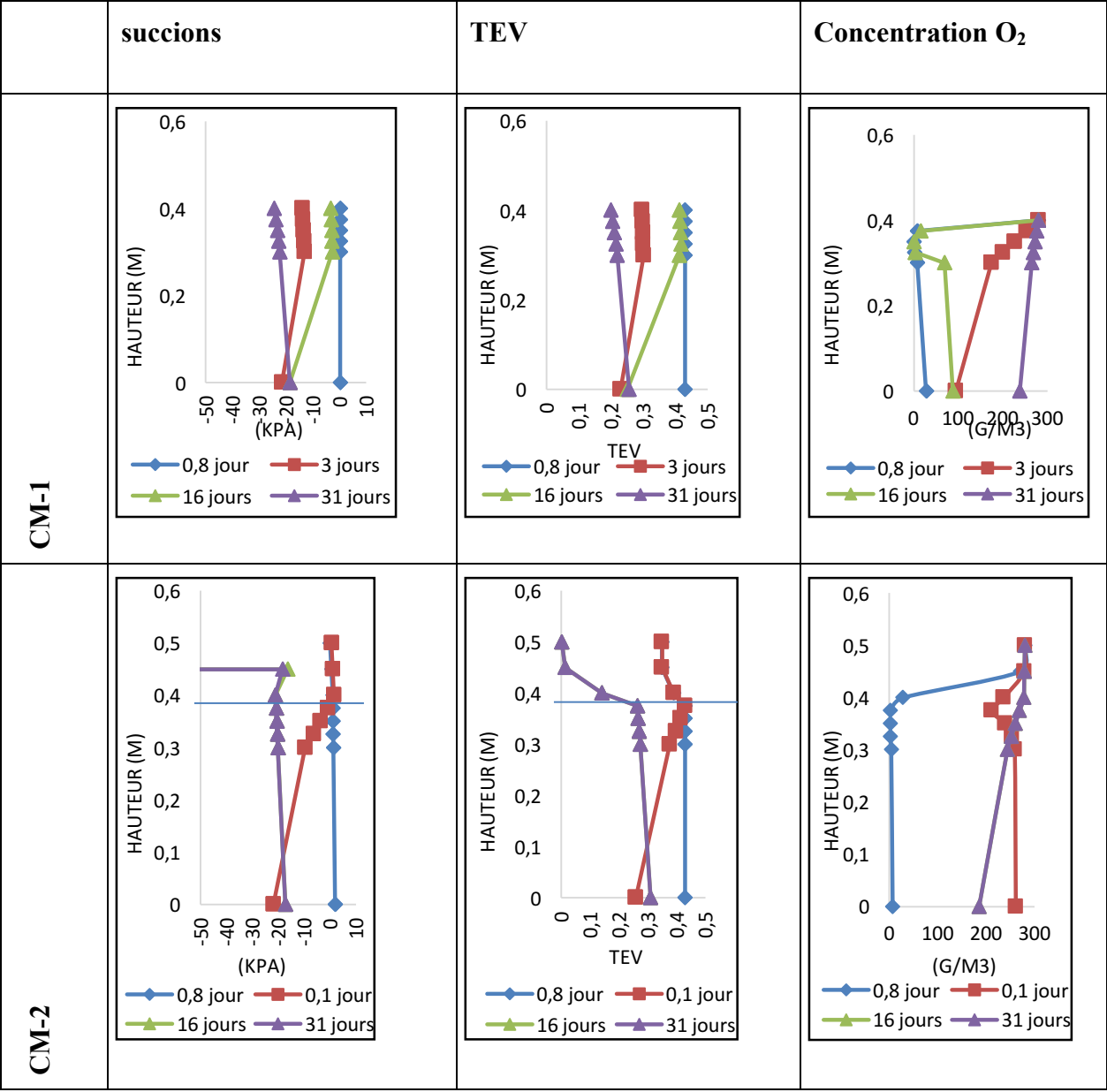
Matériaux	Porosité modèle	Conductivité hydraulique saturée (m/j)	Porosité essais	Ksat. Labo Perméamètre (m/j)
résidus Canadian Malartic	0,43	3,98E-02	0,35	1,96E-02
résidus Joutel	0,39	1,0E-02	0,36	2,73E-03
Silt	0,43	6,91E-02	0,41	1,17E-03
Sable	0,36	10	0,29	2,35E+00

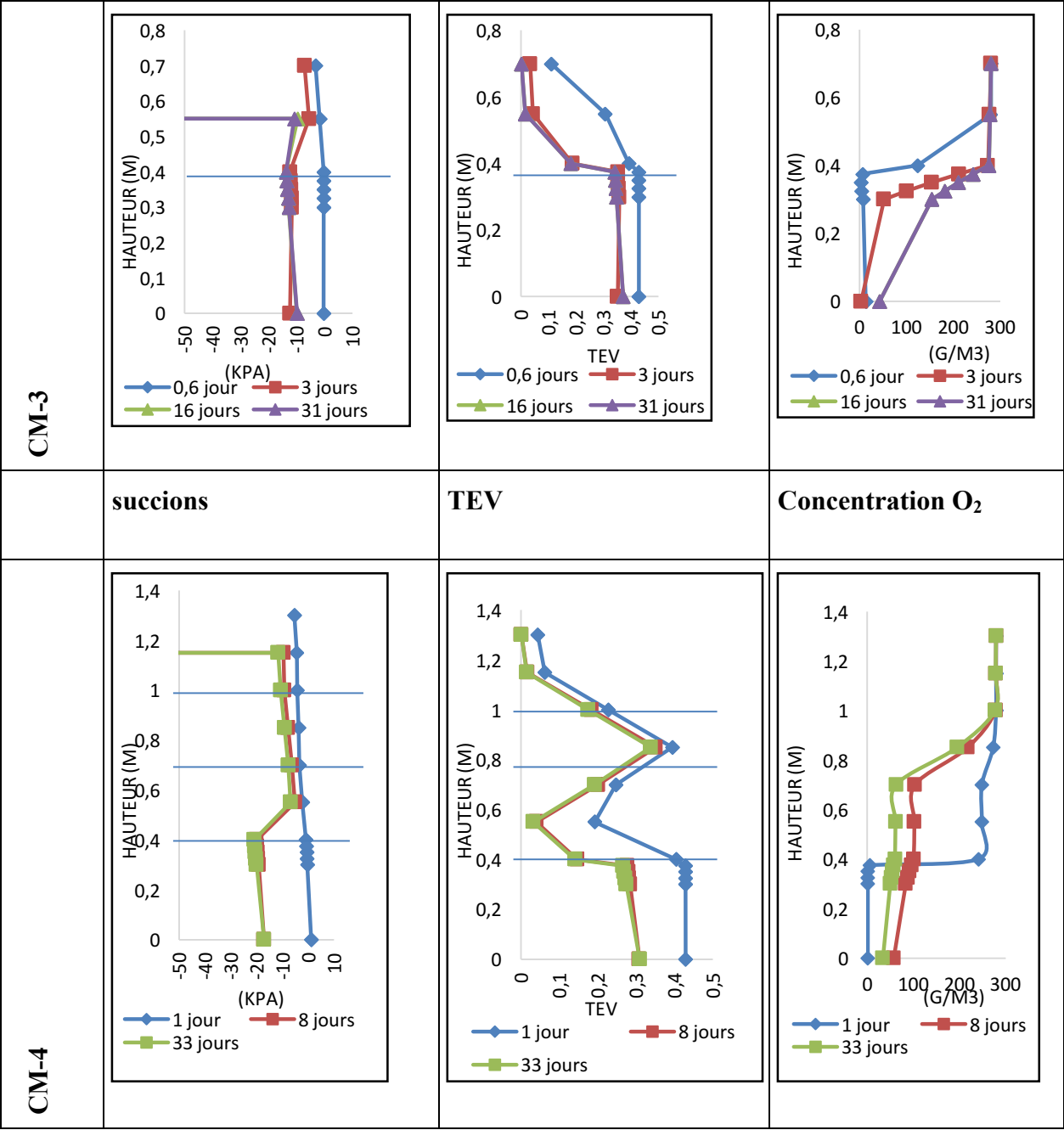


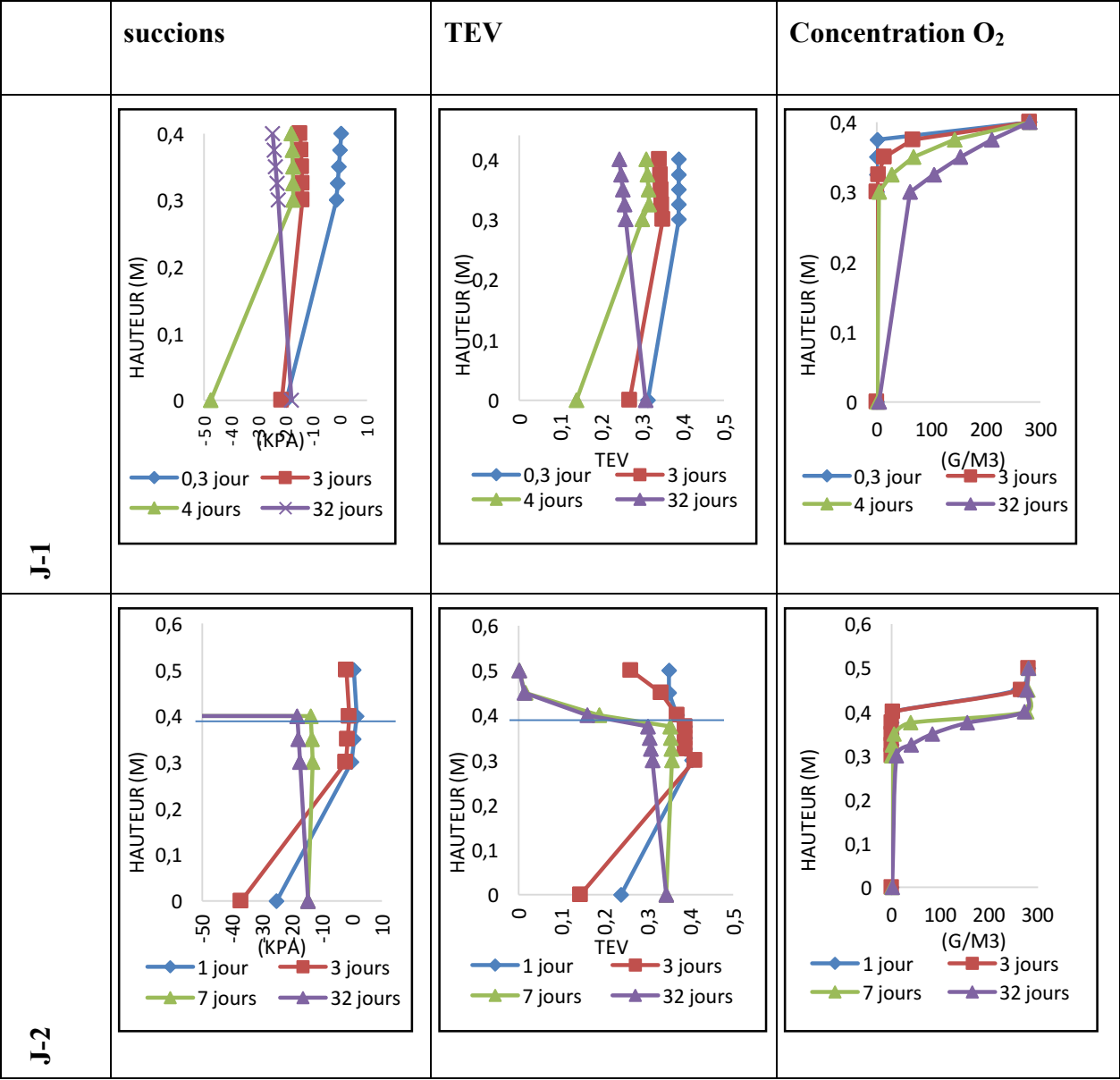
Valeurs des succions mesurées au laboratoire et des succions simulées par le modèle pour les colonnes Joutel et Canadian Malartic

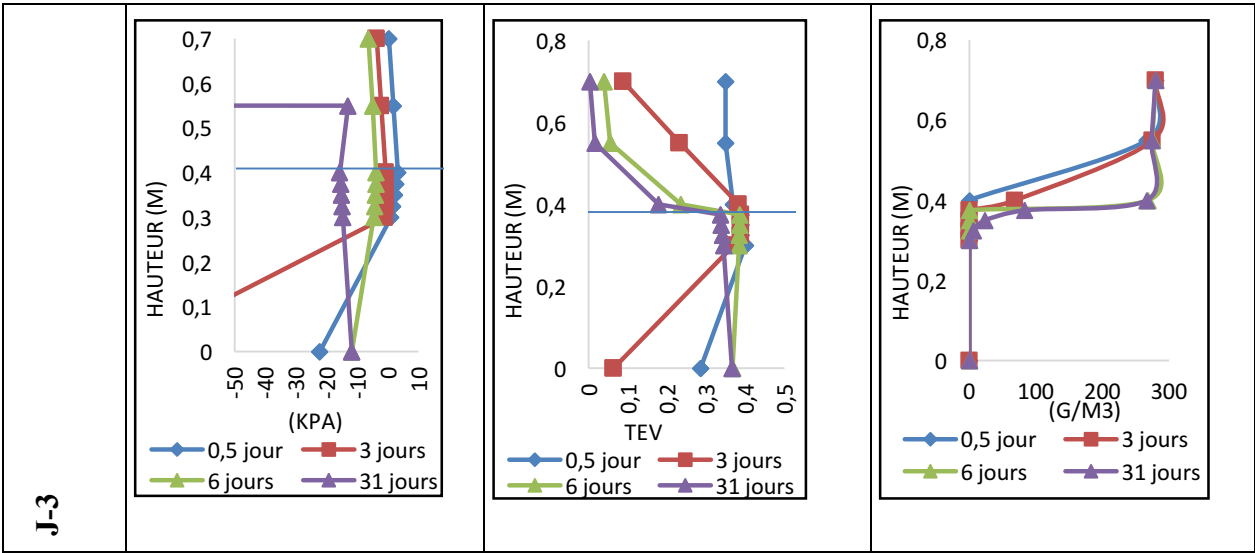


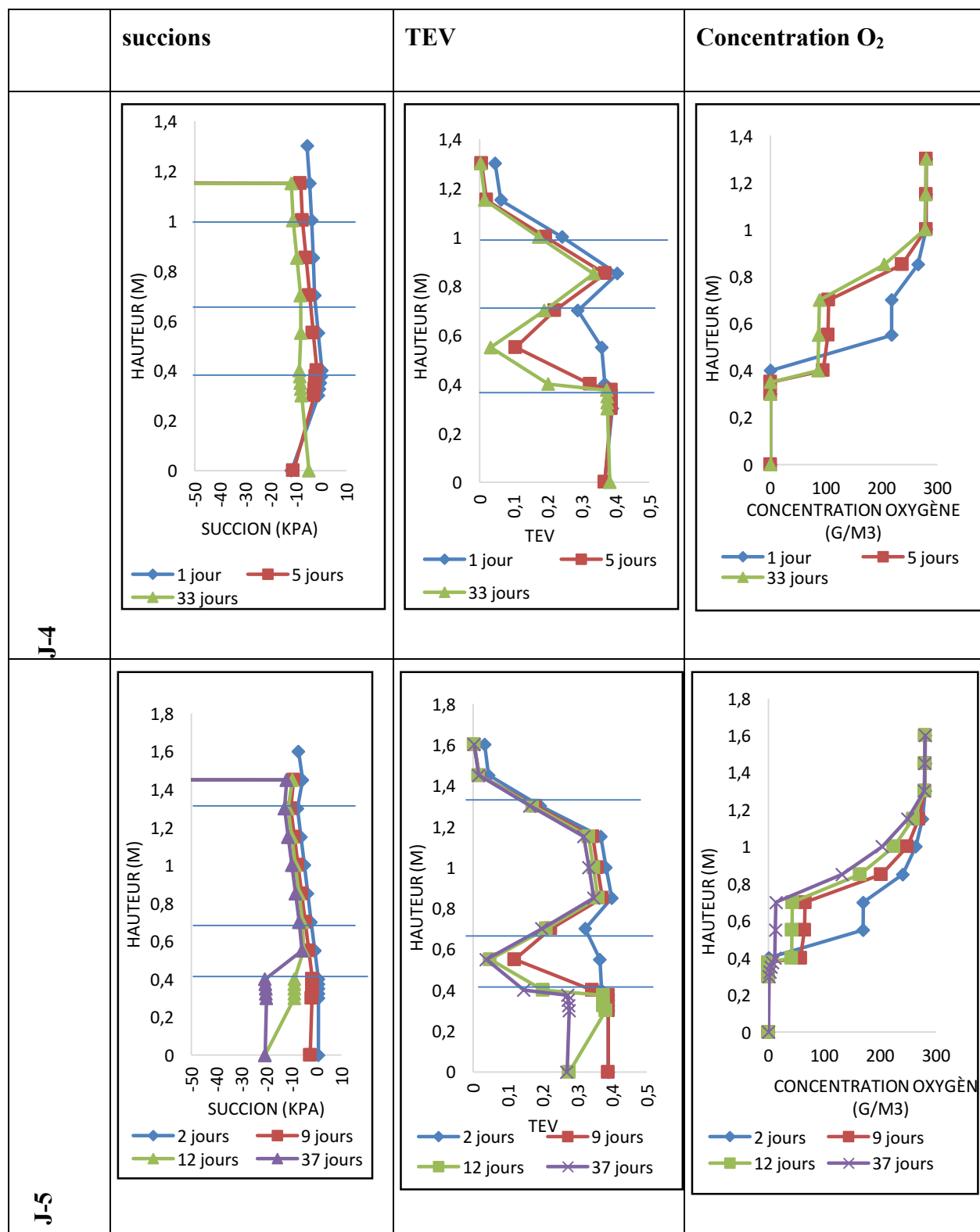
Valeurs des teneurs en eau mesurées au démantèlement et les teneurs en eau simulées par le modèle pour les colonnes Joutel et Canadian Malartic











Simulation des teneurs en eau (TEV), des profils de concentrations en oxygène (Conc.O₂) pour les colonnes Joutel à différents pas de temps

Flux d'oxygène modélisés pour les colonnes Canadian Malartic et Joutel

Colonne	Type de recouvrement	Flux cumul.(g) interface résidus/cycle	Flux g/m2/j	Flux modélisés mol/m2/an
CM-1	(aucun)	26,50	6,11	70
CM-2	(10 cm sable)	35,00	8,06	92
CM-3	(30 sable) n.p.s.	20,40	4,70	54
CM-4	CEBC 30 cm silt	11,30	2,45	28
CM-5	CEBC 60 cm silt	8,40	1,82	21
J-1	(aucun)	250,00	55,80	637
J-2	(10 cm sable)	86,00	19,20	219
J-3	(30 cm sable) n.p.s.	49,00	10,94	125
J-4	CEBC 30 cm silt	10,00	2,16	25
J-5	CEBC 60 cm silt	8,02	1,55	18